



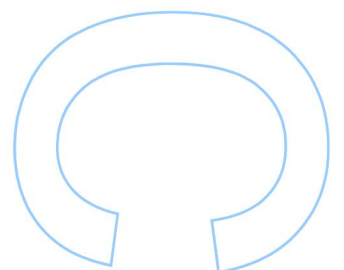
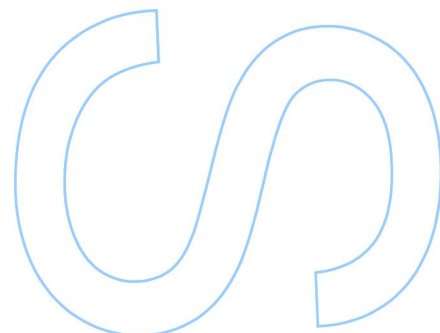
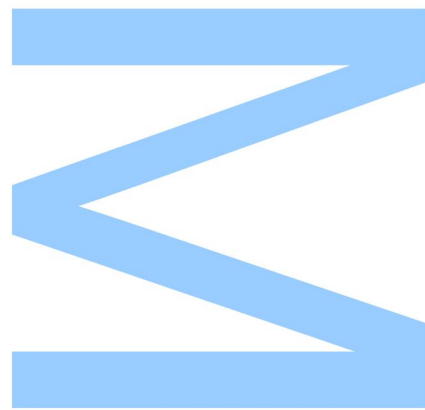
# Monitorização do uso costeiro por pequenos cetáceos e avaliação do uso de pingers para mitigação de capturas acidentais na região norte de Portugal

Andreia Pereira

Mestrado Recursos Biológicos Aquáticos  
Departamento de Biologia  
2015

## **Orientador**

Professor Doutor José Vingada, Professor Auxiliar, Escola de Ciências da Universidade do Minho



# Agradecimentos

Em primeiro lugar o meu muito obrigada ao Projeto LIFE+ MarPro, por me ter dado a fantástica oportunidade de desenvolver este trabalho. Um sincero obrigada ao meu orientador Prof. José Vingada por me ter aceite como orientanda, por todas as oportunidades profissionais que me possibilitou, por toda a ajuda e por todos ensinamentos sábios que transmitiu. Um outro muito obrigada à Catarina Eira por todo o apoio dado, por todas as opiniões, toda a ajuda, por toda a sabedoria passada e pelo grande exemplo. Marisa Ferreira, muito obrigada por tudo, pelo que me ensinas-te (e ensinas), pela vontade que mostras em ensinar, por todas as oportunidades, por todas as experiencias incríveis. A estas três pessoas um grande Obrigada, por me terem acolhido da forma que o fizeram e por tudo o que me proporcionaram e proporcionam. Obrigada por me terem mostrado o caminho real da biologia. Gosto de aprender com vocês.

A toda a equipa CRAM-Q por me terem recebido de uma forma formidável, obrigada por serem quem são (equipa unida e espantosa), obrigada pelo quentinho de “pequenina (grande) família” que transmitem. Agradeço a todos aqueles que me ajudaram nas horas passadas em frente ao mar a observar bichos a saltar, ou mesmo nas horas em que os procurávamos e eles não apareciam (Prof. José Vingada, Marisa Ferreira, André, Élia, Tiago, Sara Mendes, Rafaela, Zara). A todas as pessoas que deram a sua opinião e não se cansaram de dizer “Força” (Sílvia, Cláudia...não preciso de citar mais, sabem quem são). Á equipa SPVS (Norte, Centro e Sul) que sempre me tratou de uma maneira incrível.

Família e Amigos (são alguns, não consigo enumerar todos) obrigada por me terem apoiado e por toda a força que me deram, mesmo eu estando longe. Àqueles que mais sentem a minha ausência, aos meus papás, que desde sempre acreditaram que eu ia conseguir. Obrigada por me terem deixado seguir em frente, mesmo achando a ideia muito maluca. Sem vocês nada disto era possível! Aos meus manos que apesar de rebeldes, sempre se preocuparam com a irmã e, de uma forma diferente (à maneira deles), sempre me apoiaram, obrigada minhas pestes. Aos meus avós e padrinhos por todo o carinho e apoio incondicional que tanto me deram a mim, como aos meus pais e irmãos. Aos pequeninos, Tiaguinho e Rafinha por me fazerem sorrir e tornarem os meus dias mais fortes e bonitos. Obrigada avó Rosinha por todo o carinho e preocupação que sempre demonstras-te, serás sempre a Rosa mais bonita do nosso jardim. Por fim um obrigada sem dimensão pela paciência, compreensão e apoio, André Roxo. Obrigada por tudo aquilo que és.

## Resumo

A informação relativa à distribuição e abundância de cetáceos ao longo da costa atlântica da Península Ibérica é ainda bastante restrita. Em Portugal, está confirmada a ocorrência de 28 espécies em Portugal Continental das quais 21 são odontocetes e 7 mysticetes. Atualmente e considerando o impacto das atividades humanas nos mamíferos marinhos foi atribuído, pela Diretiva Habitats (92/43/EEC), um estatuto de proteção a todas as espécies de cetáceos. Assim, a monitorização das variações populacionais das diferentes espécies poderá ajudar no planeamento de ações para a conservação dos recursos.

Com a modernização da indústria pesqueira e o contínuo aumento da população mundial a captura acidental de cetáceos tem aumentado ao longo dos anos. Atualmente, as capturas acidentais de cetáceos constituem um dos grandes problemas não só no sector pesqueiro (através de danos económicos) mas também a nível de conservação das espécies. A mortalidade acidental de espécies com ciclos de vida longos e com taxas de reprodução baixas é um problema de conservação que afeta mamíferos marinhos, como os cetáceos.

O presente estudo tem como objetivo, não só a avaliação do uso costeiro por parte de pequenos cetáceos na área do cabo Mondego, mas também por outro lado compreender quais os efeitos da implementação de uma medida de mitigação (neste caso, os pingers) em redes de tresmalho em Portugal continental.

Os resultados das observações realizadas no cabo Mondego (entre Novembro de 2012 e Novembro de 2013) mostram que esta área é uma importante zona de alimentação tanto para o Boto como para o Golfinho-comum, tendo sido possível caracterizar o padrão de ocorrência de ambas as espécies ao longo de um ciclo anual.

Já os resultados obtidos nas observações feitas a bordo de embarcações de pesca mostram que os pingers FUMUNDA, utilizados no trabalho e indicados no Regulamento (CE) n.º 812/2004 do Conselho de 26.4.2004, reduzem bastante as capturas acidentais de Golfinho-comum em Portugal Continental.

Com o conjunto dos resultados obtidos, a captura acidental de cetáceos em artes de pesca mostra ser um processo extremamente complexo. Além disso, é evidente que a resolução da interação entre cetáceos e a pesca, é uma área onde várias parâmetros ambientais e também de cariz sócio-económico, têm de ser examinados para que seja possível encontrar soluções eficazes para a preservação de espécies ameaçadas.

**Palavras chave:** Pequenos cetáceos; Monitorização/Observação Costeira; Interação; Captura Acidental; Pingers

## Abstract

The available information on cetacean distribution and abundance along the Iberian Atlantic coast is still insufficient. Recently, the occurrence of 28 cetacean species (21 odontocetes and 7 mysticetes) was confirmed in Continental Portuguese Waters. Currently, the Habitats Directive (92/43 / EEC) attributed a protection status to all cetacean species, considering the impact of human activities in marine mammals. Monitoring population changes in different species could help planning actions for resource conservation.

The development of the fishing industry and the continued increase of the world's population have contributed to the increment of bycatch over the years. Currently, incidental catches of cetaceans are one of the major problems not only for Fisheries (economic damages) but also when considering the conservation of species. A high mortality of species with long life cycles and low reproduction rates is a conservation problem affecting marine mammals, such as cetaceans.

This study primarily aims to assess how small cetaceans use coastal habitats in the Mondego cape area. Furthermore, this study will contribute to our understanding of the effects of mitigation measures in mainland Portugal, such as pinger deployment in trammel nets.

Results of land-based observations (from November 2012 to November 2013) show that the Mondego cape is an important feeding area for harbour porpoises and common-dolphins. It was also possible to characterize the occurrence patterns of both species over an annual cycle. Also, data obtained from on-board observations show that FUMUNDA pingers, listed in Regulation (EC) No 812/2004, 26.4.2004, reduce incidental catches of Common-dolphin in mainland Portugal.

The integration of all results indicates that the accidental capture of cetaceans in fishing gears is an extremely complex process. It is clear that the resolution of interactions between cetaceans and fisheries is difficult particularly because many environmental and social-economic parameters must be examined in order to find effective solutions aiming at the preservation of endangered species.

**Key words:** Small cetaceans; Coastal Monitoring/ Land-based Observations; Interaction; Bycatch; Pingers



# Índice

<b>Lista de figuras</b>	<b>6</b>
<b>Lista de tabelas</b>	<b>9</b>
<b>Lista de abreviaturas</b>	<b>12</b>
<b>Introdução</b>	<b>14</b>
Cetáceos em Portugal	15
Monitorização costeira de cetáceos	18
Interação entre cetáceos e a pesca	19
Regulamentos Portugueses e Europeus referentes à captura e monitorização de capturas acidentais de espécies protegidas	22
Medidas de mitigação nas redes de pesca	23
Relação dos Pingers com captura-alvo	27
Objetivos da tese	27
Estrutura da tese	28
<b>Ocorrência de pequenos cetáceos na zona do Cabo Mondego</b>	<b>30</b>
Metodologia	30
Área de estudo	30
Recolha de dados	31
Tratamento dos dados	32
Resultados	35
Ocorrência Mensal	35
Ocorrência ao longo do dia	40
Comportamento dos cetáceos na zona do Cabo Mondego	44
Influência do estado do mar na taxa de avistamento	45
Influência do tráfego naval na taxa de avistamento	50
Influência do tipo de maré na taxa de avistamento	53
Co-ocorrência de espécies	54
Discussão	56
Metodologia	56
Ocorrência Mensal	59
Ocorrência ao longo do dia	61
Comportamento dos cetáceos na zona do Cabo Mondego	62
Influência do estado do mar na taxa de avistamento	63
Influência do tráfego naval na taxa de avistamento	63
Influência do tipo de maré na taxa de avistamento	64
Co-ocorrência de espécies	65
Conclusão	66

<b>Ensaio de medidas de mitigação em redes de tresmalho</b>	<b>68</b>
Metodologia	68
Frota de pesca a monitorizar	68
Arte de pesca	68
Desenho Experimental	70
Esforço mínimo a alcançar	70
Embarcações envolvidas	71
Recolha de dados	71
Pingers usados	72
Análise de dados	72
Resultados	74
Efeito dos pingers na captura da espécie alvo	74
Interações de cetáceos com redes de emalhar	75
Captura e mortalidade	79
Discussão	85
Efeito dos pingers na captura da espécie alvo	85
Interações de cetáceos com redes de emalhar	86
Captura e mortalidade	87
Conclusão	88
<b>Considerações Finais</b>	<b>90</b>
<b>Referências Bibliográficas</b>	<b>94</b>
<b>Anexos</b>	<b>110</b>

## Lista de tabelas

Tabela I - Espécies registadas em Portugal Continental (1977 a 2014). Grau de ocorrência e estatuto de conservação segundo a Diretiva Habitats e o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2006).

Tabela II - Estimativas de abundância e densidade para cada espécie para o ano de 2012 (Santos *et al.*, 2012) para o setor costeiro. Número total de indivíduos até às 50 mn para fora da costa (no caso do Boto, até às 20 mn); Densidade: indivíduos por km<sup>2</sup>.

Tabela III - Estimativas de abundância e densidade para cada espécie para o ano de 2011 (Santos *et al.*, 2012) para o setor oceânico. Número total de indivíduos (50 mn até 220 mn); Densidade: indivíduos por km<sup>2</sup>.

Tabela IV - Especificações dos pingers impostos pelo regulamento (CE) n.º 812/2004

Tabela V. Síntese de informação recolhida ao longo das campanhas de censos costeiros efetuados no Cabo Mondego

Tabela VI. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do período do dia (8h-10h, 10h-12h, 12h-14h, 14-16h e da 16h-18h). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas

Tabela VII. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do período do dia (8h-10h, 10h-12h, 12h-14h, 14-16h e da 16h-18h). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas

Tabela VIII. Permanova uni-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época de cria (pré época de cria, época de cria e pós-época de cria). GL - Graus de liberdade, SQT - Soma dos quadrados totais, SQG - Soma dos quadrados no grupo. Negrito indica diferenças significativas.

Tabela IX. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média de Boto num período de 2 horas em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. **Negrito indica diferenças significativas.**

Tabela X. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média de Boto num período de 2 horas em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. **Negrito indica diferenças significativas.**

Tabela XI. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média de Golfinho-comum num período de 2 horas em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. **Negrito indica diferenças significativas**

Tabela XII. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. **Negrito indica diferenças significativas**

Tabela XIII. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da presença de barcos (presente vs ausente). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. **Negrito indica diferenças significativas**

Tabela XIV. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da quantidade de barcos (presente vs ausente). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. **Negrito indica diferenças significativas.**

Tabela XV. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da presença de barcos (presente vs ausente). GL - Graus de liberdade, SQ -

Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas.

Tabela XVI. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da quantidade de barcos (presente vs ausente). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas

## Anexos

Tabela I- Escala de Beaufort (estado do mar relativamente à velocidade do vento)

Tabela II- Escala de Douglas (estado do mar relativamente à altura de ondulação)

## Lista de figuras

### Ocorrência de pequenos cetáceos na zona do Cabo Mondego

Figura 1- Identificação dos percursos teóricos que estão a ser implementados ao nível dos censos dedicados para cetáceos (no âmbito do projeto LIFE+ MarPro) e localização do Cabo Mondego onde, no presente estudo, se implementou o esforço mais detalhado de seguimento do uso costeiro de pequenos cetáceos.

Figura 2- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento de Boto (indivíduos por 15min) ao longo dos meses de estudo

Figura 3- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2horas de Golfinho-comum (indivíduos por 15min) ao longo dos meses de estudo.

Figura 4- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2horas de Boto (indivíduos/15min) nas três épocas

Figura 5- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2horas de Golfinho-comum (indivíduos/15min) nas três épocas

Figura 6- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2horas de Boto (indivíduos/15min) ao longo do dia

Figura 7- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2horas de Golfinho-comum (indivíduos/15min) ao longo do dia

Figura 8- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos/15min) em diferentes períodos de reprodução

Figura 9- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2horas de Boto (indivíduos/15min) em diferentes períodos de reprodução e a sua variação ao longo do dia.

Figura 10- Taxa de avistamento ( $n^{\circ}$  indivíduos/15min) e comportamento exibido Boto

Figura 11- Taxa de avistamento ( $n^{\circ}$  indivíduos/15min) e comportamento exibido pelo Golfinho-comum

Figura 12- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos/15min) em função do estado do mar relativamente à escala de Beaufort e Douglas.

Figura 13- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum (indivíduos/15min) em função do estado do mar relativamente à escala de Beaufort e Douglas

Figura 14- Número de navios de pesca presente na área de estudo ao longo do dia (barras cinzentas) e valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas ( $n^{\circ}$  indivíduos/15min) de Boto ao longo do dia (linha azul)

Figura 15- Número de navios de pesca presente na área de estudo ao longo do dia (barras cinzentas) e valores médios ( $\pm$  SE) taxa de avistamento média num período de 2 horas ( $n^{\circ}$  indivíduos/15 min) de Golfinho-comum ao longo do dia (linha azul).

Figura 16- Taxa de avistamento ( $n^{\circ}$  indivíduos/15min) de Boto em função do estado de maré na zona do cabo Mondego

Figura 17- Taxa de avistamento ( $n^{\circ}$  indivíduos/15 min) de Golfinho-comum em função do estado de maré na zona do cabo Mondego.

Figura 18- Número de indivíduos em função da presença ou ausência de outra espécie

Figura 19- Modelos do MaxEnt para Golfinho-comum (DDE), Boto (PPH) e Roaz (TTR) para os 4 anos de campanhas aéreas, mostrando as áreas de maior probabilidade de ocorrência das espécies de cetáceos com hábitos mais costeiros (extraído de Araújo *et al.*, 2014)

## Ensaio de medidas de mitigações em redes de tresmalho

Figura 1- Esquema representativo da colocação de pingers nas redes (os pingers deverão ser colocados a cada 100 metros) (Imagem retirada de Vingada *et al.*, 2011).

Figura 2- Esquema representativo de como fixar os pingers ao cabo da rede.

Figura 3- Pingers colocados nas redes de pesca durante o ensaio

Figura 4- Valores médios ( $\pm$  SE) do CPUE obtido sem a observação de cetáceos (Sem Cetáceos) e com a observação de cetáceos (Com Cetáceos). CPUE, Capturas (Kg)/comprimento da rede (m)

Figura 5- Valores médios ( $\pm$  SE) do CPUE obtido na rede controlo (sem pingers) e na rede com Pingers. CPUE, Capturas (Kg)/comprimento da rede (m).

Figura 6- Representação dos locais onde ocorreram eventos de pesca com interação (A e C) e sem interação (B e D) de cetáceos (escala: 1 cm  $\pm$  20,0 km). Os



mapas C e D são uma representação em formato “Heat Map” (mapa de intensidades), em que o gradiente de cores (verde claro ao vermelho) representa as concentrações de eventos de pesca, sendo o vermelho correspondente às maiores concentrações

Figura 7- Número de eventos de pesca com interações de cetáceos na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers

Figura 8- Valores médios ( $\pm$  SE) do número de cetáceos por evento de pesca na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

Figura 9- Classes do tamanho do grupo de cetáceos que apresentaram interação com as redes de pesca (escala: 1 cm  $\pm$  20,0 km).

Figura 10- Número de eventos de pesca com capturas acidentais de cetáceos na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers

Figura 11- Valores médios ( $\pm$  SE) do número de cetáceos capturados por evento de pesca na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers

Figura 12- Representação dos eventos de pesca com o total das capturas acidentais de cetáceos (Mapa A) e eventos de pesca com capturas de cetáceos mortos (Mapa B) (escala: 1 cm  $\pm$  20,0 km).

Figura 13- Número de eventos de pesca com cetáceos mortos na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

Figura 14- Valores médios ( $\pm$  SE) do número de cetáceos por evento de pesca na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers

## Anexos

Figura 1- Esforço realizado no período de estudo, na região do cabo Mondego

## Lista de abreviaturas

(CE) – Comunidade Europeia

CE - Critically Endangered

CEE – Comunidade Económica Europeia

CODA - Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic

CPUE – Capturas por unidade de esforço

CRAM-Q – Centro de Reabilitação de Animais Marinhos de Quiaios

dB – Decibéis

DDE- *Delphinus delphis*

e.g.- Exemplo

EN - Endangered

GL - Graus de liberdade

IUCN - International Union for Conservation of Nature

Kg – Quilogramas

KHz – Quilohertz

Km – Quilómetros

Km<sup>2</sup> – Quilómetro quadrado

LC - Least Concern

m – Metros

máx – máximo

min. – mínimo

Mm – milímetros

Mn – milhas náuticas

ms – Milissegundos

Nº- Número

Pa – pascal

PPH – *Phocoena phocoena*

QM - Quadrados Médios.

SCANS - Small Cetaceans in European Atlantic and North Sea

SE – Erro padrão

SPVS- Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem

SQ - Soma dos quadrados

TTR- *Tursiops truncatus*

ZEE- Zona Económica Exclusiva

## Capítulo I



## Introdução

Os registos fósseis mostram que os cetáceos surgiram a partir de antepassados terrestres há mais de 50 milhões de anos. Evoluíram para se tornarem o grupo dominante dos mamíferos marinhos em termos de diversidade taxonómica, ecológica e distribuição geográfica (Fordyce, 2009). Assim, a ordem Cetacea (Brisson, 1762) é uma das mais distintas e altamente especializadas (Reid *et al.*, 2003), a qual inclui Baleias, Botos e Golfinhos (Rowe, 2007). Os cetáceos dividem-se em duas sub-ordens distintas: Odontoceti (Flower, 1867), caracterizados por possuírem dentes, e Mysticeti (Cope, 1891), também designados como cetáceos com barbas (Thewissen, 2009).

Estes animais são maioritariamente predadores visuais, embora nos Odontoceti a ecolocalização seja igualmente importante na localização/detecção das presas e obstáculos (Ballance, 2009). Ao contrário das baleias com barbas, os Odontoceti utilizam dentes e mandíbulas para capturar as suas presas (peixes, lulas, entre outros) que detectam através da produção de ultrassons, “clicks”, típicos de cada espécie (Tyack, 1999; Wortzok e Ketten, 1999). Os Odontoceti produzem dois tipos de ultrassom, os “clicks” que estão implicados na ecolocalização e os “whistles” descritos como comportamento social. Já as baleias de barbas emitem sons bastante diferentes dos Odontoceti, emitem frequências mais baixas que percorrem maiores distâncias (centenas de quilómetros). Estas não permitem a localização ou detecção de possíveis presas (Ballance, 2009) mas estão descritas como sendo comportamento social, uma forma de comunicação entre elas (Dudzinski *et al.*, 2009).

## Cetáceos em Portugal

A observação de cetáceos é dificultada pelo facto de estes habitarem um mundo que é em grande parte invisível para os humanos. Assim, comparativamente com os mamíferos terrestres, a informação acerca da sua história natural é ainda bastante escassa (Reid *et al.*, 2003). Nas últimas décadas, alguns estudos têm sido desenvolvidos para estimar a abundância de cetáceos em águas europeias. Por exemplo, o projecto SCANS (Small Cetaceans in European Atlantic and North Sea) foi iniciado em 1993, com o objectivo de providenciar informação essencial para a conservação de Boto e outros pequenos cetáceos (Hammond *et al.*, 2002). O SCANS II, iniciado em 2004 e quando comparado com o SCANS, permitiu a avaliação de mudanças na distribuição e abundância das espécies alvo (SCANS II, 2006). Um outro estudo, no âmbito do projecto CODA (Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic) realizou-se em 2007 e permitiu uma avaliação do estado de conservação das espécies de cetáceos em áreas para fora dos 200 metros de profundidade, incluindo uma avaliação da captura accidental de Golfinho-comum (Hammond *et al.*, 2009).

No entanto, a informação relativa à distribuição e abundância de cetáceos ao longo da costa atlântica da Península Ibérica é ainda bastante restrita (Certain *et al.*, 2008; De Stephanis, 2008; Pierce *et al.*, 2010; Spyrakos *et al.*, 2011). Particularmente em Portugal, a informação sobre a ocorrência de cetáceos nas águas costeiras sempre foi bastante escassa e fragmentada (Azevedo, 2010), uma vez que o estudo de cetáceos nas zonas costeiras e oceânicas não tem sido um projeto contínuo e de longo prazo (Vieira *et al.*, 2009). Um dos primeiros trabalhos científicos e mais concisos sobre o tema foi realizado por Teixeira (1979), compilando informação sobre 19 espécies de mamíferos marinhos na costa portuguesa, sendo os Odontoceti os mais frequentes. Recentemente, com o projeto Life+ MarPro (Araújo *et al.*, 2014) foi possível confirmar 28 espécies em Portugal Continental das quais 21 são odontocetes e 7 mysticetes.

Tabela I - Espécies registadas em Portugal Continental (1977 a 2014). Grau de ocorrência e estatuto de conservação segundo a Diretiva Habitats e o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2006).

Nome comum	Nome científico	Ocorrência	Estatuto	Diretiva habitats
<b>Golfinho-comum</b>	<i>Delphinus delphis</i>	Residente	Pouco preocupante	B-IV
<b>Golfinho-riscado</b>	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Residente	Pouco preocupante	B-IV
<b>Golfinho-pintado</b>	<i>Stenella frontalis</i>	?	?	B-IV
<b>Golfinho de Fraser</b>	<i>Lagenodelphis hosei</i>	?	?	B-IV
<b>Golfinho-de-flancos-brancos</b>	<i>Lagenorhynchus acutus</i>	?	?	B-IV
<b>Golfinho-de-bico-branco</b>	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	?	?	B-IV
<b>Roaz</b>	<i>Tursiops truncatus</i>	Residente	Pouco preocupante	B-II, B-IV
<b>Boto</b>	<i>Phocoena phocoena</i>	Residente	Vulnerável	B-II, B-IV
<b>Baleia-piloto-tropical</b>	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	?	?	B-IV
<b>Baleia-piloto</b>	<i>Globicephala melas</i>	?	Informação Insuficiente	B-IV
<b>Grampo</b>	<i>Grampus griseus</i>	Residente	Informação Insuficiente	B-IV
<b>Orca</b>	<i>Orcinus orca</i>	?	Informação Insuficiente	B-IV
<b>Falsa-orca</b>	<i>Pseudorca crassidens</i>	Ocasional	Não avaliado	B-IV
<b>Cachalote</b>	<i>Physeter macrocephalus</i>	Ocasional	Não avaliado	B-IV
<b>Cachalote-pigmeu</b>	<i>Kogia breviceps</i>	?	Informação Insuficiente	B-IV
<b>Cachalote-anão</b>	<i>Kogia simus</i>	?	Informação Insuficiente	B-IV
<b>Zífió</b>	<i>Ziphius cavirostris</i>	?	Informação Insuficiente	B-IV
<b>Baleia-de-bico de True</b>	<i>Mesoplodon mirus</i>	?	?	B-IV
<b>Baleia-de-bico de Gervais</b>	<i>Mesoplodon europaeus</i>	?	?	B-IV
<b>Baleia-de-bico de Sowerby</b>	<i>Mesoplodon bidens</i>	?	?	B-IV
<b>Baleia-de-bico de Blainville</b>	<i>Mesoplodon densirostris</i>	?	?	B-IV
<b>Baleia-anã</b>	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Residente	Vulnerável	B-IV
<b>Baleia-sardineira</b>	<i>Balaenoptera borealis</i>	Ocasional	Não avaliado	B-IV
<b>Baleia-de-Bryde</b>	<i>Balaenoptera edeni</i>	Ocasional	Não avaliado	B-IV
<b>Baleia-comum</b>	<i>Balaenoptera physalus</i>	Visitante	Em Perigo	B-IV
<b>Baleia azul</b>	<i>Balaenoptera musculus</i>	Ocasional	Não avaliado	B-IV
<b>Baleia-de-bossa</b>	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ocasional	Não avaliado	B-IV
<b>Baleia-basca</b>	<i>Eubalaena glacialis</i>	Ocasional	Não avaliado	B-IV

Atualmente, considerando o impacto das atividades humanas nos mamíferos marinhos, disposições legais tais como a Diretiva Habitats (92/43/CEE) atribuíram um estatuto de proteção a todas as espécies de cetáceos, sendo os Estados-Membros obrigados a identificar áreas de conservação para Roaz e Boto e a definir os respectivos planos de gestão. No entanto, existia uma falta de conhecimento referente à distribuição e abundância de cetáceos na costa Portuguesa, o que dificultava a definição de áreas e dos planos de gestão (Ferreira, 2000). Para que

estes planos fossem estabelecidos de forma eficaz era necessário monitorizar estas espécies durante uma série temporal relativamente longa, uma vez que os parâmetros das populações poderão apresentar variações (e.g., abundância, distribuição, mortalidade, reprodução). Assim, a monitorização destas variações poderá identificar as causas e ajudar no planeamento de ações para a conservação dos recursos (Evans e Hammond, 2004).

Apesar da informação obtida por outras fontes, até 2007 a distribuição de cetáceos em águas portuguesas era maioritariamente descrita através de dados de arrojamentos (Ferreira, 2007). A partir de 2007 iniciaram-se campanhas sistemáticas de censos usando várias metodologias que culminaram no estabelecimento de uma campanha anual de censos aéreos como metodologia padrão para estimativa de abundâncias e densidades a nível nacional para Portugal Continental.

Recentemente, vários projetos têm sido desenvolvidos com o intuito de melhorar e obter a informação possível sobre cetáceos na costa portuguesa.

O projeto SafeSea possibilitou a integração de um programa de monitorização, entre o ano de 2008 e 2011 na zona centro de Portugal, permitiu a avaliação do estado das populações de cetáceos assim como a avaliação das capturas acidentais de cetáceos em artes de pesca. No que concerne às capturas acidentais, 64% destas resultaram na mortalidade dos animais que ficaram presos nas redes (Vingada *et al.*, 2011).

Também o projeto LIFE+ MarPro foi iniciado em 2011 e visa não só a viabilidade de atividades de monitorização das espécies alvo e seus habitats como a estruturação de medidas para a conservação/gestão das populações de cetáceos e aves marinhas. A implementação de ações para a redução de conflitos existentes entre a atividade piscatória e estas espécies, a definição de áreas de conservação dentro da ZEE de Portugal também são objectivos a alcançar deste projeto.

Assim, com o projeto SafeSea (Vingada *et al.*, 2011) e a sua continuação através do projeto Life+ MarPro (Santos *et al.*, 2012), tem sido possível implementar campanhas anuais de avaliação das densidades e distribuição de cetáceos até às 50 mn da costa, sendo que em 2011 foi possível realizar uma campanha em zonas oceânicas entre as 50 mn e as 220 mn. Com base nas campanhas referentes a 2012 (Tabela II extraída de Santos *et al.*, 2012) verifica-se que a espécie mais abundante e com maior distribuição nas águas de Portugal Continental é o Golfinho-comum, seguido do Golfinho-riscado, do Boto, da Baleia-comum, da Baleia-anã e do Roaz (em 2013 esta espécie alterou o seu padrão de abundância em relação ao censos anteriores e apresentou um incremento muito significativo, passando a ser a segunda espécie mais abundante).



Tabela II. Estimativas de abundância e densidade para cada espécie para o ano de 2012 (Santos *et al.*, 2012) para o setor costeiro. Número total de indivíduos até às 50 mn para fora da costa (no caso do Boto, até às 20 mn); Densidade: indivíduos por km<sup>2</sup>.

Espécies	Nº indivíduos	Densidades
<b>Golfinho-comum</b>	33 169	0.5287
<b>Golfinho-riscado</b>	5 587	0.0891
<b>Boto</b>	2 435	0.0972
<b>Baleia-comum</b>	1 389	0.0220
<b>Baleia-anã</b>	1 238	0.0197
<b>Roaz</b>	1 191	0.0190

Com base na campanha oceânica realizada em 2011 (Tabela III extraída de Santos *et al.*, 2012 e Araújo *et al.*, 2014) verifica-se que a espécie mais abundante e com maior distribuição nas águas oceânicas de Portugal Continental foi o Golfinho-riscado. A segunda espécie mais abundante é o Zífiu, seguido do Golfinho-pintado, do Roaz, do Golfinho-comum, de Baleias-de-bico (*Mesoplodons* sp.) e da Baleia-comum. Verifica-se que as densidades registadas no ambiente oceânico são similares às observadas no censos até às 50mn no caso do Golfinho-riscado e Roaz, mas bastante inferiores no caso do Golfinho-comum e da Baleia-comum.

Tabela III - Estimativas de abundância e densidade para cada espécie para o ano de 2011 (Santos *et al.*, 2012) para o setor oceânico. Número total de indivíduos (50 mn até 220 mn); Densidade: indivíduos por km<sup>2</sup>.

Espécies	Nº indivíduos	Densidades
<b>Golfinho-riscado</b>	20 684	0.0818
<b>Zífiu</b>	6 964	0,0275
<b>Golfinho-pintado</b>	5 773	0,0228
<b>Roaz</b>	3 798	0.0150
<b>Golfinho-comum</b>	2 406	0.0095
<b>Mesoplodon sp.</b>	871	0.0034
<b>Baleia-comum</b>	664	0.0026

## Monitorização costeira de cetáceos

A monitorização de cetáceos torna-se importante não só para o estabelecimento de objetivos e prioridades de conservação adequados, mas também para avaliar e mitigar os impactos antropogénicos e para medir a eficácia dos planos de gestão (Dolman *et al.*, 2013).

A monitorização costeira, isto é observações a partir de um ponto de costa, pode ser bastante eficaz para determinar a ocorrência, densidade, abundância e uso do habitat pelos cetáceos. Também podem ser bastante útil para avaliar as consequências das ameaças para os cetáceos (exemplo: tráfego naval), revelando

alguma informação importante para estratégias de gestão e conservação (Evans *et al.*, 1996; Stocking *et al.*, 2006; Weir *et al.*, 2007; Deecke *et al.*, 2011). A monitorização costeira, para além de fornecer uma boa relação custo-benefício, é um método não invasivo que não perturba nem influencia o comportamento dos animais (Archer *et al.*, 2010). Para além disso, dados de observações a partir de pontos de costa realizadas ao longo do tempo podem providenciar indicações úteis sobre mudanças no tamanho das populações e na sua distribuição (Durban *et al.*, 2010).

## Interação entre Cetáceos e a pesca

A pesca foi uma fonte de rendimento importante durante muitos anos, principalmente para comunidades costeiras (Baeta e Cabral, 2005), onde sempre prevaleceu a ideia de que os recursos do meio marinho não poderiam esgotar-se pela ação humana. Esta perspectiva encontra-se bem presente na afirmação de Lamarck, citada por Roberts e Hawkins (1999), segundo a qual “Os animais que vivem nas águas, especialmente do mar, estão protegidos da destruição da sua espécie por ação do homem. A sua multiplicação é tão rápida e os seus meios de escaparem a perseguições e armadilhas são tantos, que não existe nenhum risco de o homem ser capaz de destruir a totalidade de qualquer uma destas espécies”. No entanto, hoje em dia sabemos que vários factores antropogénicos poderão ameaçar as populações destes mamíferos marinhos, nomeadamente a exploração direta de espécies presa, as capturas acidentais (“bycatch”), a poluição e degradação generalizada dos habitats, entre outros (Reeves *et al.*, 2003). A modernização da pesca e o aumento da exploração dos recursos marinhos para sustentar uma população mundial em crescimento contínuo tem aumentado a interação entre os cetáceos e as artes de pesca, já relatada ao longo dos séculos (Read *et al.*, 2005).

Atualmente as capturas acidentais são um dos problemas que mais afecta globalmente a gestão das pescas. A mortalidade accidental de espécies com ciclos de vida longos e com taxas de reprodução baixas é um problema de conservação que afecta mamíferos marinhos, como os cetáceos. A mortalidade causada por captura accidental em artes de pesca só tem sido reconhecida como uma das causas da depleção das populações de cetáceos, ao longo dos últimos 30-40 anos (Reeves *et al.*, 2003). Atualmente as interações entre as pescas e os cetáceos acontecem em quase todas as artes de pesca com consequências negativas tanto para as pescas, através de danos económicos, como para a conservação de várias espécies de cetáceos devido à mortalidade accidental que por vezes ocorre (Franse, 2005). As

redes de emalhar são mencionadas como uma das principais artes onde ocorrem capturas acidentais de cetáceos em todo o mundo (Read *et al.*, 2005).

Read *et al.* (2005) estimaram valores de capturas acidentais anuais de cerca de 300 000 cetáceos em todo o mundo. Uma das possíveis razões para a ocorrência de captura acidental de cetáceos é o facto de estes se alimentarem das mesmas espécies que são exploradas pela pesca (Franse, 2005). Para este problema também contribui o facto de os cetáceos não detectarem as redes à distância, o que consequentemente dificulta a tentativa de evitar as redes de pesca. Uma vez presos nas redes de pesca, estes animais marinhos poderão entrar em stress, danificar as redes em tentativas de fuga que, se falharem, resultam no seu afogamento. Por outro lado, os prejuízos causados pelas capturas acidentais de cetáceos custam à indústria pesqueira muito tempo e dinheiro (e.g. reparação das redes), o que se pode traduzir num potencial relacionamento desfavorável entre os cetáceos e os pescadores (Franse, 2005). Tal como relatado num estudo conduzido na Galiza (López *et al.*, 2003), apesar de terem sido já registados eventos de capturas acidentais de cetáceos em quase todas as artes de pesca, as redes de emalhar e o arrasto pelágico foram identificadas como as principais artes de pesca responsáveis pela maior parte das capturas acidentais (Northridge, 1991; Hammond *et al.*, 2009) e consequentemente pela mortalidade acidental de cetáceos em águas Europeias (Wise *et al.*, 2005).

As capturas acidentais representa claramente um grande problema para as populações de pequenos cetáceos, sendo provavelmente o maior problema em muitas partes do mundo (Ross e Isaac, 2004). Está identificado como a principal ameaça direta aos pequenos cetáceos em águas do Atlântico Europeu (Read *et al.*, 2005), sendo as espécies mais afetadas o Boto e o Golfinho-comum (Tregenza *et al.*, 1997). Assim, grande parte da investigação direcionada para as capturas acidentais na Europa tem-se focado principalmente nestas duas espécies (Hammond *et al.*, 2013).

Portugal apresenta uma tradição marítima bastante forte, possuindo uma frota de pesca bastante diversificada com variações regionais (Baeta e Cabral, 2005). Em Portugal, as redes de emalhar e tresmalho fundeadas são das artes de pesca mais utilizadas (Martín, 2011), especialmente porque a frota polivalente, é a dominante em Portugal (INE, 2014). A pesca com redes de tresmalho/emalhar fundeadas ocorre em águas mais costeiras (legalmente a partir de ¼ de milha da costa para os barcos com menos de 9 metros e 1 milha para barcos com menos de 12 metros), sendo que os peixes demersais são uma das principais capturas alvo (Bearzi, 2002).

Além da importância das redes de emalhar como responsáveis por um maior número de capturas acidentais de cetáceos (Lopez *et al.*, 2003), nomeadamente de Golfinho-comum em Portugal (Sequeira e Ferreira, 1994; Ferreira, 2007), outros estudos na Europa referem também a importância das redes de emalhar nas capturas acidentais do Boto (Tregenza *et al.*, 1997; Berrow e Rogan 1998; Reeves *et al.*, 2003). Padrões de mortalidade de Golfinho-comum ao longo da costa portuguesa, obtidos através da análise de dados de arrojamentos, revelam que interações com a pesca causam cerca de 44-54% da mortalidade nesta espécie (Silva e Sequeira 2003; Ferreira, 2007). Para além das redes de emalhar, arte que é referenciada por capturar Boto e Golfinho-comum (Sequeira e Ferreira, 1994; Cabral *et al.*, 2006; Reeves *et al.*, 2003), a xávega também contribui para a mortalidade de cetáceos. Esta arte de pesca, que opera perto de costa e com maior expressão na região centro/norte de Portugal, é referenciada por capturar Boto (Cabral *et al.*, 2006; Ferreira, 2007), sendo bastante preocupante a captura de pares mãe-cria desta espécie (Vingada *et al.*, 2011).

Numa perspectiva global, o Boto e o Golfinho-comum encontram-se na lista vermelha da International Union for Conservation of Nature (IUCN) com o estatuto de “pouco preocupante” (LC, “Least Concern”) (Hammond *et al.*, 2008). No entanto, algumas populações de Boto encontram-se em estado crítico de conservação por terem vindo a decrescer ao longo do tempo. Por exemplo, a população do Mar Negro encontra-se classificada como “em perigo” (EN, “Endangered”) e a população do Mar Báltico está classificada como “perigo crítico” (CE, “Critically Endangered”) (Hammond *et al.*, 2008). Em Portugal, o Boto apresenta o estatuto de “vulnerável” (VU) (Cabral *et al.*, 2006), estatuto este também atribuído em 1996 pela IUCN (Hammond *et al.*, 2008). É ainda de realçar que a população que ocorre na Galiza e Portugal pode ser diferenciada geneticamente da população do resto da Europa (Fontaine 2007, 2010), sendo que presentemente é considerada um ecótipo da população que pode vir a ser reconhecido como uma nova subespécie (*Phocoena phocoena meridionalis*) (Fontaine *et al.*, 2014).

As principais ameaças para esta espécie, para além da captura acidental em artes de pesca costeiras como a xávega e redes fundeadas próximo da costa, são a poluição por organoclorados e metais pesados e o turismo, quando utilizadas embarcações de recreio na orla costeira (Cabral *et al.*, 2008).

As interações com as operações de pesca podem resultar na morte ou ferimento grave dos mamíferos marinhos que são capturados acidentalmente nas redes mas que são ainda libertados vivos (Read *et al.*, 2005). Alguns pescadores desemaranham os animais da rede, outros optam por cortar as redes, no entanto em

outras alturas simplesmente cortam as barbatanas e/ou cauda do animal (Bearzi, 2002).

Em alguns países, os mamíferos marinhos são capturados acidentalmente mas são descarregados para consumo ou para venda. Hall (1996) comparou as capturas não intencionais para consumo e as capturas acidentais que são rejeitadas. Ambas as capturas poderão resultar em importantes consequências demográficas para as populações de mamíferos marinhos (IWC, 2001). Em muitos casos esta mortalidade poderá causar a extinção local e global de várias espécies de cetáceos nas próximas décadas (Reeves e Leatherwood, 1994).

Em geral, as populações de cetáceos são afetadas globalmente por uma gama de atividades humanas incluindo a pesca, cujos impactos se expressam principalmente através dos eventos de captura acidental (Harwood, 2001; Hammond *et al.*, 2013). É necessário compreender a gravidade destes impactos para que seja possível desenhar e aplicar medidas adequadas à sua mitigação (Hammond *et al.*, 2013).

## Regulamentos Portugueses e Europeus referentes à captura e monitorização de capturas acidentais de espécies protegidas

Em Portugal e segundo o regulamento presente no Decreto-Lei n.º 263/1981 de 3 de Setembro, é expressamente proibida, durante todo o ano, a pesca, captura ou abate de qualquer espécie de mamífero marinho. É igualmente proibida, em lotas, mercados ou outro qualquer local, a comercialização de mamíferos marinhos, mesmo daqueles que forem encontrados mortos nas artes ou aparelhos de pesca ou cujos cadáveres sejam encontrados arrojados na costa. O mesmo regulamento refere ainda que a raridade de algumas das espécies de mamíferos marinhos nos mares de Portugal continental, bem como o decréscimo acentuado nas populações de outras espécies apontam claramente no sentido de adopção de medidas eficazes de proteção que evitem tanto quanto possível o agravamento da situação. Assim, o reconhecimento da necessidade de medidas de conservação nesta área tem vindo a aumentar ao longo dos anos.

Em Abril de 2004 foi estabelecido, pelo conselho da União Europeia, o regulamento que determina medidas destinadas a limitar as capturas acidentais de cetáceos. Este implica obrigatoriedade relativa ao Mar do Norte, Mar Céltico, e uma parte do mar Báltico. O Regulamento (CE) n.º 812/2004 do Conselho de 26.4.2004 estabelece medidas relativas às capturas acidentais de cetáceos no exercício das

atividades de pesca e altera o Regulamento (CE) nº 88/98. De uma forma geral, este regulamento estabelece as seguintes recomendações:

1- Utilização de observadores a bordo dos navios acima de 15 metros com o objetivo de controlar as capturas acidentais de cetáceos e recolher os dados necessários para extrapolar as capturas acidentais observadas para o conjunto da pescaria em causa;

2- Utilização de dispositivos acústicos de dissuasão (pingers), sendo que nos navios com um comprimento igual ou maior que 12 metros é proibido o uso de redes de emalhar e tresmalho fundeadas se não forem simultaneamente utilizados dispositivos acústicos de dissuasão. Estes dispositivos devem obedecer a uma série de especificações técnicas e condições de utilização definidas pelo mesmo regulamento (tabela IV).

Tabela IV - Especificações dos pingers impostos pelo regulamento (CE) n.º 812/2004

	Série 1	Série 2
<b>Características de Sinal</b>		
<b>Tipo de Sinal</b>	Digital	Analógico
<b>Tonalidade/banda larga</b>	Banda larga/tonalidade	Tonalidade
<b>Níveis na fonte (máx.-mín.) re 1 mPa@1m</b>	145 dB	30-150 dB
<b>Frequências fundamentais</b>	a) Varrimentos em banda larga 20-160 KHz b) 10 KHz tonalidade	10 KHz
<b>Harmónicas de alta frequência</b>	Sim	Sim
<b>Duração (nominal) dos impulsos</b>	300 ms	300 ms
<b>Intervalo entre impulsos</b>	a) 40-30 segundos aleatório b) 4 segundos	4 segundos
<b>Características de aplicação</b>		
<b>Espaçamento máximo entre dois dispositivos acústicos de dissuasão ao longo das redes</b>	200 m, com um dispositivo acústico fixado em cada extremidade da rede (ou combinação de redes ligadas umas às outras)	100 m, com um dispositivo acústico fixado em cada extremidade da rede (ou combinação de redes ligadas umas às outras)

## Medidas de mitigação nas redes de pesca

Não é só importante saber onde e quando os cetáceos são capturados acidentalmente nas redes de pesca mas também o modo como isso acontece, permitindo assim a elaboração de medidas preventivas e eficazes (Read, 2000).

As capturas acidentais de Botos nas redes de emalhar foram estudadas em várias pescarias assim como o seu comportamento na proximidade das redes (CEC, 2002; Tregenza *et al.*, 1997; Vinther e Larsen 2004; López *et al.*, 2003). A maioria dos ensaios dirigidos a várias espécies de cetáceos (Franse, 2005) colocam a

hipótese de a detecção acústica das redes de pesca ser limitada. Assim, é possível que estes animais não detetem a rede atempadamente e acabem por ser capturados (Kaschner, 2003). Consequentemente, a investigação feita nesta área tem-se focado em medidas de mitigação acústicas, aumentando as propriedades acústicas das redes, ou alertando acusticamente os animais para a sua presença (Ross e Isaac, 2004).

As capturas acidentais de cetáceos em redes de arrasto pelágico apresenta claras diferenças. Apesar da pouca informação existente, é colocada a hipótese de estes animais se aproximarem da entrada das redes de arrasto pelágico para se alimentarem (Ross e Isaac, 2004). A análise de conteúdos estomacais de animais capturados acidentalmente em redes de arrasto pelágico, na maioria dos casos, revela que os golfinhos que sofreram captura acidental tinham nos seus estômagos a mesma espécie de peixe capturada pela respectiva campanha de pesca (Couperus, 1997). Neste caso, a captura acidental pode dever-se à desorientação dos animais causada por mudanças geométricas das redes ou mudanças de velocidade ou de direção que ocorrem durante a pesca (Couperus, 1996).

Existem várias sugestões para diminuir as capturas acidentais de cetáceos em artes de pesca. Uma sugestão consiste na tentativa de impregnar o nylon das redes de pesca com óxido de bário ou óxido de ferro, por forma a melhorar a visibilidade acústica da rede (Trippel *et al.*, 2003; Koschinski *et al.*, 2006). No entanto, a aplicação do óxido de ferro mostrou uma redução nas capturas da espécie alvo (Larsen *et al.*, 2007). Uma outra opção seria impedir o acesso a determinadas áreas de pesca, no entanto, esta medida dificilmente poderá ser aplicada fora de uma perspetiva social e económica (Franse, 2005).

A alternativa que parece ser mais viável será tornar as redes de pesca mais visíveis para os cetáceos, por forma a reduzir as capturas acidentais sem prejudicar as capturas “alvo” da pesca. Para tal, poderá ser utilizado um método passivo, que consiste na utilização de refletores passivos nas redes de pesca, aumentando assim a detecção acústica da rede pelos cetáceos (Rowe, 2007). No entanto, algumas desvantagens têm sido registadas. Por um lado, a detecção acústica destes refletores pelos cetáceos parece ser variável (Cox e Read, 2004; Trippel *et al.*, 2003). Por outro lado, pode constituir um método dispendioso (Cox e Read, 2004). Por último, a utilização de refletores passivos nas redes de pesca pode ainda interferir com a alagem e calagem da rede, e com a sua flutuabilidade e rigidez (Larsen *et al.*, 2002 (a)).

Alternativamente, pode usar-se um método ativo que consiste na colocação de dispositivos acústicos de dissuasão nas redes de pesca, os “pingers”. Estes



dispositivos acústicos permitem que as redes se tornem acusticamente detetáveis (Franse, 2005; Read, 2000).

Vários estudos realizados com estes dispositivos acústicos na América do Norte, na Nova Zelândia e na Europa, mostraram em geral uma redução de 92% nas capturas acidentais de cetáceos (Kraus *et al.*, 1997; Dawson *et al.*, 1998; Barlow e Cameron, 2003; Larsen *et al.*, 2002 (b)). Um dos primeiros estudos com pingers realizou-se no final do ano de 1980 com o intuito de reduzir as capturas acidentais de baleias de bossa em armadilhas de bacalhau na região do Canadá (Lien, 1992). Este estudo revelou uma grande eficácia no uso dos pingers para esta espécie já que nas redes sem pingers foram capturados 129 animais enquanto nas redes com pingers foram capturados apenas 37 animais. Outras experiências realizadas no Golfo do Maine demonstraram que os pingers também são eficazes em reduzir as capturas acessórias de Botos na pesca com redes de emalhar (Kraus *et al.*, 1997). Assim, a maioria dos dispositivos acústicos começaram a ser concebidos para Botos, mas com os desenvolvimentos ao longo do tempo passaram a ser usados também para outros cetáceos (Culik *et al.*, 2001). O objectivo destes dispositivos é a produção de um som de alerta para que os cetáceos detectem a presença das redes, mantendo assim os animais longe das redes de pesca e evitando as capturas acidentais (Reeves *et al.*, 2001; Franse, 2005; Dawson *et al.*, 2013) podendo ainda ser eficazes na redução da depredação das capturas (Gazo *et al.*, 2008; Buscaino *et al.*, 2009).

Assim, e com o objectivo de reduzir a captura accidental de cetáceos em artes de pesca, a implementação dos pingers foi introduzida desde 2004 como um requisito obrigatório nas redes de emalhar (fundeadas e de deriva) em águas europeias (Goetz *et al.*, 2014 (b)). São, ainda, mencionadas pelos mesmos autores algumas especificações que os pingers utilizados na pesca da comunidade europeia deverão usar, incluindo uma frequência fundamental entre 10-160KHz com um nível de fonte de cerca de 130-150 dB (Goetz *et al.*, 2014 (b)).

Os “Pingers” produzem ultra-sons por forma a alertar os cetáceos da proximidade das redes (Reeves *et al.*, 2001), ou seja emitem sons em determinadas frequências para as quais os pequenos cetáceos são mais sensíveis (Read, 2000), sendo que para que sejam eficazes é necessário que sejam ouvidos. Emitem um som curto, em intervalos regulares (Franse, 2005).

Para que o uso dos pingers seja eficaz estes deverão emitir numa determinada frequência dentro da faixa de audição das espécies para que são concebidos, já que cada espécie pode apresentar faixas de audição diferentes (Franse, 2005; Kastelein *et al.*, 1997). Os pingers devem também emitir uma amplitude suficiente para que os

sons sejam notórios a uma distância suficiente de modo a evitar as capturas acidentais. Estes dispositivos não deverão emitir em frequências que prejudiquem a captura alvo da pescaria (ou seja, deverão emitir frequências acima dos 5KHz), deverão produzir o menor ruído (por forma a evitar o máximo de poluição sonora) e se possível deverão emitir som dentro da faixa de audição humana para que algum possível problema seja mais facilmente detetado (Kastelein *et al.*, 1997). Por exemplo, o Pinger Fumunda 10KHz foi concebido especialmente para Boto (*Phocoena phocoena*) enquanto que o Fumunda 70 KHz emite sons que estão dentro da faixa de audição de Golfinho-comum (*Delphinus delphis*) (Goetz *et al.*, 2014 (b)). Uma das recomendações sugeridas por Read e Waples (2009) sugere o uso mais frequente do Fumunda 70 KHz (desenvolvido posteriormente ao estudo efetuado por estes autores) e que emite uma frequência de 70 KHz e 142dB. O design dos pingers FUMUNDA permite a sua incorporação diretamente na rede, o que facilita o retirar a rede do mar, não sendo necessário remover os pingers. A sua forma aerodinâmica minimiza também o risco de emaranhamento durante a alagem e a calagem da rede. Os pingers FUMUNDA estão descritos não só como sendo os mais fáceis de adaptar na rede mas também como os que apresentam menos impacto nas operações de pesca, tendo uma maior resistência às pressões exercidas durante a operação das artes (Read e Waples 2009).

No entanto, também foram reportadas algumas desvantagens da utilização destes dispositivos como medida de mitigação das capturas acidentais de cetáceos em redes de pesca. Conforme referido anteriormente, os pingers podem ser considerados um equipamento dispendioso, podem interferir na alagem e calagem da rede e podem necessitar de manutenção periódica (Dawson *et al.*, 1998). Além disso, são mencionados outros efeitos que contrariam o objectivo inicial da utilização destes dispositivos acústicos, nomeadamente a exclusão de habitat (Franse, 2005; Culik *et al.*, 2001; Carlström *et al.*, 2002), a habituação depois de uma utilização prolongada (Franse, 2005; Cox *et al.*, 2001) que poderá conduzir a que o som emitido pelo pinger seja ignorado pelos animais, danos a nível auditivo, já que diferentes espécies têm diferentes níveis ótimos de audição, e o denominado “Dinner bell-effect” em que os cetáceos são atraídos pelo som emitido, uma vez que indicam um local onde poderão encontrar comida (Franse, 2005).

É ainda de realçar que uma medida de mitigação, que é eficaz numa espécie de cetáceo numa determinada pescaria pode não funcionar para outras espécies e/ ou para outras pescarias. Os Estados Unidos, onde as estratégias de redução das capturas acidentais foram criadas e aplicadas por volta da década de 90, têm uma combinação de várias medidas para resolver cada problema (Read, 2000). É de

salientar que as medidas de conservação e de gestão deverão ser sistematicamente reavaliadas e readaptadas a novos factores que poderão surgir, nomeadamente novas ameaças (Reeves *et al.*, 2003).

## Relação dos Pingers com captura-alvo

Uma das questões que se levantam acerca destes dispositivos acústicos é se estes poderão afectar as capturas alvo da pesca. Para que os pingers possam ser implementados terá de haver uma grande colaboração dos pescadores, pelo que é relevante colocar a questão de existirem alguns efeitos colaterais sobre as capturas alvo (nomeadamente a redução das capturas). Estudos implementados com várias marcas de pingers mostram que a maior parte dos peixes não respondem aos dispositivos e as espécies que poderão receber os sinais não apresentam qualquer tipo de reação (Kraus *et al.*, 1997; Trippel *et al.*, 1999; Culik *et al.*, 2001; Bordino *et al.*, 2002; Carlstrom *et al.*, 2002; Barlow e Cameron 2003; Cox *et al.*, 2003; Gazo *et al.*, 2008; Gönener e Bilgin 2009; Larsen e Eigaard 2014). É relevante citar os resultados de Culik *et al.* (2001) no Canadá, onde os pingers foram testados numa pescaria dirigida ao arenque, tendo sido verificado um aumento da captura-alvo quando os dispositivos estão ativos. Em Espanha, os pingers FUMUNDA foram testados em redes de emalhar direccionadas para a cavala. Os resultados revelaram que estes dispositivos não influenciam as capturas alvo não revelando diferenças nos valores de CPUE. Também relatam que estes dispositivos parecem diminuir a probabilidade de as capturas acidentais alertando os golfinhos da presença da rede (Read e Waples, 2009).

## Objetivos da tese

O principal objetivo deste trabalho é compreender de que forma as diferentes espécies de pequenos cetáceos usam as águas costeiras na área do Cabo do Mondego e que fatores influenciam a implementação de censos com base em metodologias de observação a partir de pontos de costa. Esta informação será útil para a implementação de um programa de censos a nível nacional, bem como ajudará a compreender quais os potenciais riscos de captura acidental e assim otimizar o uso de medidas de mitigação.

Ao mesmo tempo, um outro objetivo desta tese é perceber quais os efeitos da implementação de pingers em artes de pesca com redes de emalhar/tresmalho e verificar se esta medida de mitigação poderá contribuir para reduzir a mortalidade de cetáceos em Portugal Continental.

Para atingir estes dois objetivos principais, foram delineados os seguintes objetivos específicos:

1. Avaliar padrões mensais e diários de avistamento das espécies de cetáceos mais observadas no cabo Mondego.
2. Avaliar as possíveis variáveis que poderão influenciar a taxa de avistamento obtida.
3. Avaliar os resultados operacionais do uso de pingers em redes fundeadas de tresmalho no Centro/Norte de Portugal.

## Estrutura da tese

O presente trabalho encontra-se dividido em 5 capítulos. O primeiro constitui a introdução, onde se expõe a problemática sobre a qual versa a dissertação. Segue-se o capítulo referente à "Ocorrência de pequenos cetáceos na zona do Cabo Mondego" com a inclusão da metodologia, na qual se descreve a área de estudo e também as diversas metodologias empregadas para desenvolver o trabalho de investigação apresentado. Apresentam-se também os resultados alcançados, a sua discussão e as conclusões referentes a esta componente. O terceiro capítulo, corresponde ao "Ensaio de medidas de mitigações em redes de tresmalho", que incorpora uma componente metodológica, a apresentação de resultados, a sua discussão e conclusões. No quarto capítulo, correspondente a considerações finais, onde se relata uma síntese do trabalho com as principais relações resultantes dos dois capítulos práticos. O último capítulo inclui uma lista das referências bibliográficas utilizadas para elaborar todo o trabalho desenvolvido.

## Capítulo II

---

# Ocorrência de pequenos cetáceos na zona do Cabo Mondego

## Metodologia

### Área de estudo

A área de estudo corresponde à Zona do Cabo Mondego – Figueira da Foz, representado na figura 1, onde também se pode observar um percurso dos censos de cetáceos que está a ser implementado no âmbito do projeto LIFE + MarPro. Os dados relativos às observações costeiras de cetáceos foram recolhidos num ponto localizado relativamente próximo do mar (Lat.40.198871°N, Long.-8.902655°W) e com uma altitude de cerca 30 metros, localizado na Serra da Boa Viagem. A localização elevada do ponto de observação, no topo de uma falésia, facilita o seguimento dos movimentos e do comportamento dos animais, sendo um local já referenciado como de observação frequente de cetáceos junto da costa (Ferreira, 2000).

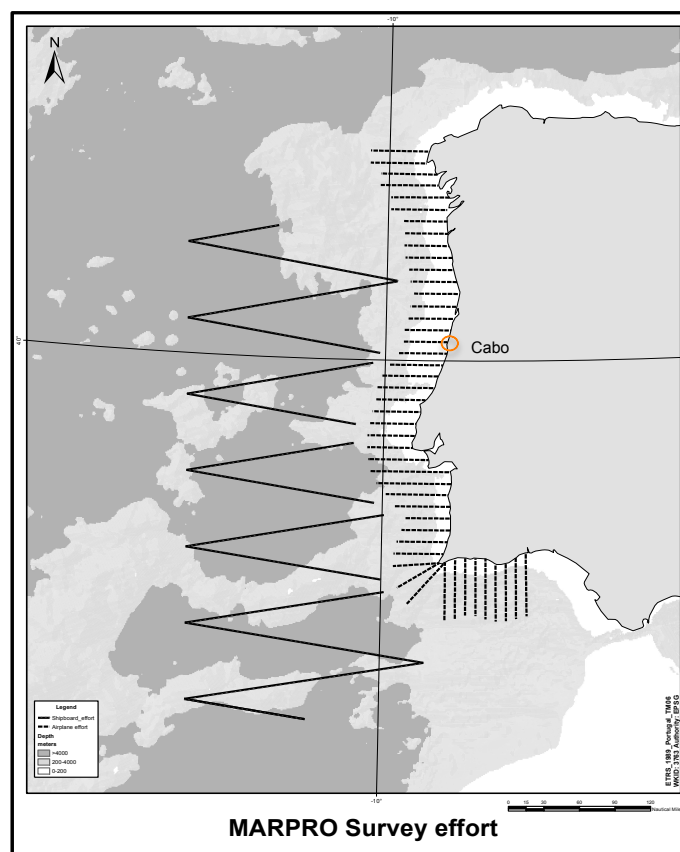


Figura 1 - Identificação dos percursos teóricos que estão a ser implementados ao nível dos censos dedicados para cetáceos (no âmbito do projeto LIFE+ MarPro) e localização do Cabo Mondego onde, no presente estudo, se implementou o esforço mais detalhado de seguimento do uso costeiro de pequenos cetáceos.

Contudo, as condições climatéricas na Serra da Boa Viagem são bastante instáveis, alternando entre dias com excelentes condições para a observação de cetáceos, com períodos relativamente longos com ventos fortes ou com fortes nevoeiros, que surgem repentinamente (Ferreira, 2000).

Em Portugal, as correntes marítimas existentes no Outono/Inverno são direccionadas de norte (Peliz *et al.*, 2005, Álvarez-Salgado *et al.*, 2003) e os ventos dominantes de sul (Santos *et al.*, 2004, Álvarez-Salgado *et al.*, 2003). As regiões costeiras, por vezes, apresentam algumas correntes superficiais que são causadas pelas descargas dos rios (Cordeiro, 2009). Na Primavera, inicia-se o fenómeno de afloramento costeiro, apesar de este ainda não ser muito notório (Cordeiro, 2009). Só a partir de Junho a estratificação aumenta com os ventos dominantes de Norte e com a mudança das correntes direccionadas de Sul (Cordeiro, 2009, Salgado *et al.*, 2003) favorecendo assim o afloramento costeiro (“upwelling”). O upwelling na plataforma continental a norte do canhão da Nazaré é homogéneo ao longo da costa (Fiúza, 1983). O fenómeno de afloramento costeiro tem como consequência, para além do arrefecimento das águas, o seu enriquecimento em sais e nutrientes (nitratos, fosfatos e silicatos) (Âmbar, 2002). Nestas condições, existe uma elevada produção primária que leva à agregação de várias espécies piscícolas (Fiúza, 1982).

#### Recolha dos dados

Os dados foram recolhidos entre Novembro de 2012 e Novembro de 2013, de modo a perfazer 10 horas de dados em cada mês, sempre que as condições ambientais permitissem. A taxa de avistamento pode ser influenciada pelo estado do mar que é descrito pela escala de Beaufort (escala relativa ao vento, varia de 0 a 12) (Evans e Hammond, 2004) e pela escala de Douglas (escala relativa à ondulação, varia de 0 a 12), sendo que o máximo admitido para se realizar observações neste trabalho foi o estado 3 na escala de Beaufort (anexo 1, tabela 1 e 2).

O trabalho de campo implicou no mínimo dois observadores, sendo que cada observador realizava um varrimento de toda a área durante 30 minutos. Enquanto um observador utilizava binóculos (7x50) o outro utilizava um telescópio monocular (ampliação 20-60x). Finalizados os 30 minutos, ocorria a mudança de posições efetuando-se uma outra busca de 30 minutos, e assim sucessivamente até que as condições ambientais permitissem a recolha de dados ou então até que se perfizessem as horas necessárias.

Sempre que ocorria o avistamento de cetáceos, os dados eram registados em formulários de avistamento onde se registava a hora do início e fim de observação, espécies observadas, tamanho do grupo de indivíduos, presença ou ausência de



crias/juvenis, direção dos animais, comportamento e presença de outros cetáceos ou aves marinhas. Sempre que se observaram cetáceos, estes foram seguidos e foi recolhido o máximo de informação possível para cada observação.

Também eram registados dados relativos ao esforço (formulário de esforço) onde se registava a cada 30 minutos as condições ambientais (escala de Beaufort e Douglas) para além do estado do mar. O número de navios de pesca e a presença ou ausência de redes de pesca também eram registados. Estes dados eram também registados se as condições ambientais mudassem repentinamente, no mesmo formulário de esforço.

### Tratamento dos dados

A taxa de avistamento foi calculada de acordo com a metodologia seguida por Saana (2006). A taxa de avistamento corresponde ao total de indivíduos observados por intervalo de tempo dividido pelo total de intervalos num período de observação. No presente estudo cada intervalo de tempo correspondeu a 15 minutos e cada período de observação correspondeu a duas horas, seguindo um formato similar ao usado por Saana (2006).

De modo a tornar a análise estatística mais perceptível, os dados foram agrupados em três épocas de acordo com alguns parâmetros que poderão influenciar o comportamento e distribuição dos cetáceos ao longo da costa. Estes parâmetros são a agitação marítima, a direção dos ventos e a temperatura da superfície do mar em Portugal. As épocas definidas são caracterizadas a seguir:

- Época 1: decorre de Outubro a Fevereiro, no período em que se regista maior agitação marítima. Também se verifica uma inversão das correntes predominantes de sul para correntes de Norte. Os ventos dominantes de sul também caracterizam esta época. Poderão ocorrer correntes superficiais em algumas alturas, influenciadas por plumas de águas mais doces devido às descargas do rio Mondego. Também durante estes meses existe uma estratificação vertical das massas de água.

- Época 2: decorre de Março a Maio, quando se inicia o afloramento costeiro mas a estratificação ainda não é muito marcada.

- Época 3: decorre de Junho a Setembro, quando a agitação marítima é menor, as correntes dominantes proveem de sul e os ventos são dominantes de norte, consequentemente a estratificação das águas é maior e desenvolve-se o afloramento costeiro.

No seguimento do trabalho e de modo a entender de que forma os pequenos cetáceos usam a nossa costa, os comportamentos observados foram anotados e divididos em 4 categorias para posteriormente serem analisados:

Alimentação - os animais apresentavam um padrão de mergulho com 3 mergulhos superficiais seguidos de um mergulho profundo, mudando de direção várias vezes.

Natação Normal - onde os animais apresentavam uma natação normal

Misto - quando os animais apresentavam um comportamento de alimentação mas seguido de uma natação normal

Atraído pelo navio - quando os animais seguiam na direção do navio ficando a nadar na proa ou ré do navio.

Sendo o Boto uma espécie descrita como costeira e importante nesta zona do ponto de vista de conservação, fez-se uma análise mais detalhada para esta espécie. De forma a entender se há diferenças no uso desta zona costeira por parte do Boto ao longo do seu ciclo reprodutivo, foram selecionadas as seguintes períodos:

Cria (Calving season) - engloba os meses em que estão descritas observações de crias desta espécie. Segundo Ferreira (2000), a ocorrência de crias desta espécie ocorre entre Maio e Julho. No entanto, segundo Sequeira (1996), também poderá ocorrer mais cedo e assim a época de cria neste trabalho corresponde aos meses de Março a Junho.

Pós-cria - engloba os meses em que é descrito o acasalamento desta espécie e poderá variar de região para região. Bjørge and Tolley (2009) descrevem a ocorrência desta época um mês e meio depois dos nascimentos. Por conseguinte, a época de pós-cria corresponde aos meses de Julho a Outubro.

Pré-cria - corresponde aos restantes meses que precedem o nascimento das crias, de Novembro a Fevereiro.

Um outro fator que poderá influenciar a presença de cetáceos é a presença/quantidade de navios de pesca, ou seja, o tráfego marítimo na zona. A quantidade de barcos foi categorizada da seguinte forma:

Classe 1- 0 navios

Classe 2- 1 navio

Classe 3- 2 ou 3 navios

Classe 4- 4 ou mais navios

As taxas de avistamentos de cada uma das espécies de cetáceos observada foram analisadas em função das diferentes variáveis exploratórias com recurso a uma Permanova (uni-fatorial ou bi-fatorial). A Permanova foi usada como uma análise uni-variada para comparar as taxas de avistamentos de Boto ou Golfinho-

comum, numa abordagem similar à da ANOVA paramétrica seguindo as recomendações de Anderson (2001) e Scyphers *et al.* (2011). O recurso a Permanova usando Distâncias Euclidianas como índice de similaridade (com 9999 permutações) permite análises uni e bi-fatoriais (neste segundo caso considerando interação entre fatores), não sendo necessário assumir uma distribuição normal dos erros. Desta forma a Permanova usa métodos não paramétricos para investigar uma matriz de semelhança (RM) que pode ser composta por várias espécies, ou até mesmo por um único fator tais como riqueza, ou temperatura, etc. A salientar que na Permanova o valor de F estimado a partir de uma matriz de distância euclidiana calculada com base apenas numa variável produz o mesmo valor de F resultante de uma análise paramétrica univariada tradicional (Anderson, 2001).

Devido à possibilidade de interações decorrentes de variações ao longo das diferentes épocas, a maioria das análises efetuadas basearam-se numa Permanova bi-fatorial. Assim, foram testados os efeitos de vários parâmetros nas taxas de avistamento obtidas:

- efeito da época do ano e do período de amostragem diurno
- efeito da época do ano e da força do vento,
- efeito da época do ano e do estado do mar,
- efeito do período de amostragem diurno e da presença/quantidade de barcos.

Sempre que uma análise bi-fatorial resultou em resultados significativos, efetuaram-se Permanovas uni-factoriais para cada uma das variáveis exploratórias de forma a permitir compreender as comparações par a par (teste post hoc de Bonferroni).

No caso da análise das taxas de avistamento em função da época de cria (Calving season), para os avistamentos de Boto optou-se também pelo recurso a uma Permanova uni-factorial. Todas as análises foram efetuadas usando o programa de livre acesso PAST v. 2.12 (Hammer *et al.*, 2001).

## Resultados

Neste estudo apenas duas espécies de cetáceos foram observadas a partir do ponto de costa na área do cabo Mondego. Ao longo de 429 intervalos de monitorização avistaram-se 573 indivíduos de Golfinho-comum (*Delphinus delphis*) incluindo 81 crias num total de 22 avistamentos. Para o Boto (*Phocoena phocoena*) foram registados 31 avistamentos com 103 indivíduos, dos quais 28 eram crias/juvenis, também num esforço de 429 intervalos de 15 minutos (anexo 2, figura1).

Tabela V Síntese de informação recolhida ao longo das campanhas de censos costeiros efetuados no Cabo Mondego.

	<i>Delphinus delphis</i>	<i>Phocoena phocoena</i>
Períodos de observação	429	429
Número de avistamentos	22	31
Número total de indivíduos	573	103
Número de crias	81	28

### Ocorrência mensal

As taxas de avistamento de Boto e de Golfinho-comum ao longo dos meses em que se realizaram observações estão representadas na figura 2 e 3, respetivamente. É de notar que o mês de Dezembro de 2012 não se encontra representado na figura, uma vez que as más condições ambientais impossibilitaram a realização de observações nesse mês.

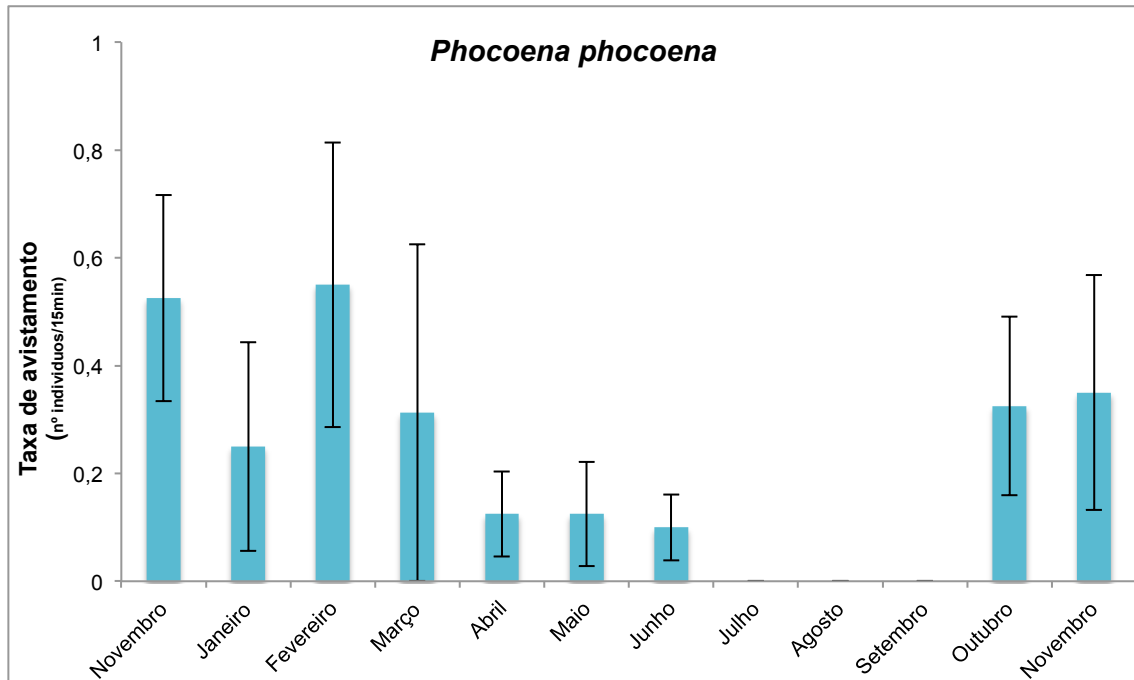


Figura 2- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos por 15min) ao longo dos meses de estudo.

Na figura 2 verifica-se que há uma maior taxa de avistamentos de Boto no mês de Fevereiro, já em Março as observações diminuíram sendo que este decréscimo prolonga-se até Junho. Em Julho, Agosto e Setembro não há qualquer registo de observações desta espécie. Em Outubro e Novembro de 2013 a taxa de avistamento volta a aumentar.

Na figura 3 verifica-se uma taxa de avistamento de Golfinho-comum (*Delphinus delphis*) superior em Novembro de 2012 diminuindo em Janeiro de 2013 e voltando a aumentar em Fevereiro e em Março, mas não atingindo o número observado em Novembro de 2012. Em Abril, Maio e Junho não se verificou qualquer avistamento desta espécie sendo que em Julho avistaram-se 30 indivíduos somente num único avistamento.

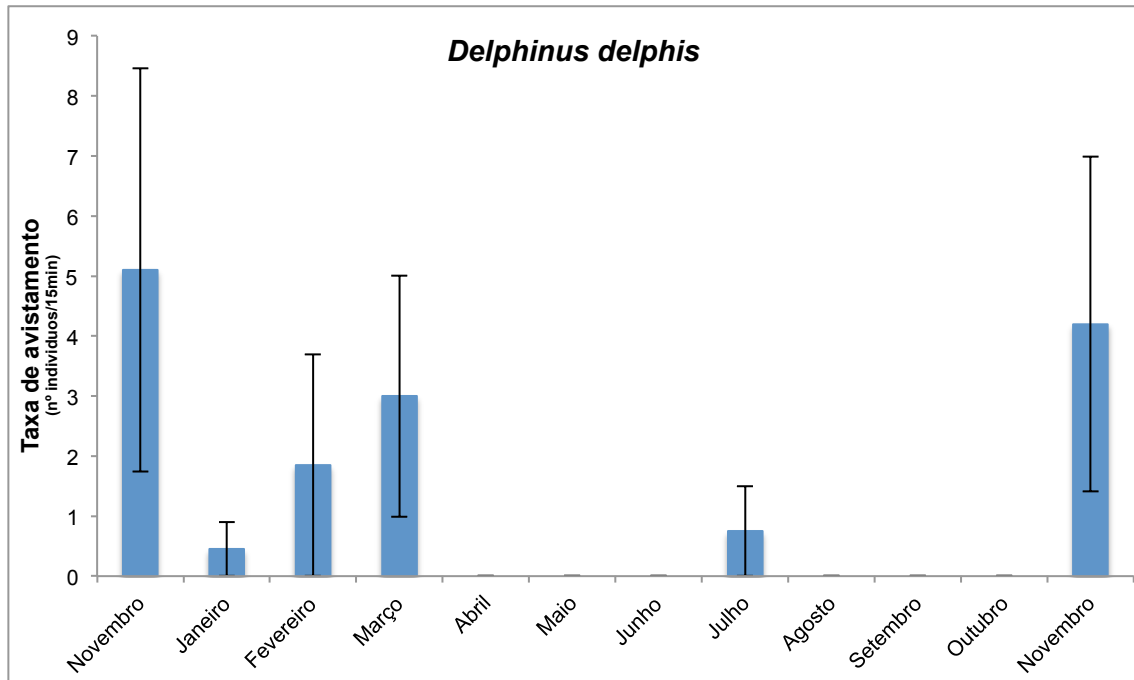


Figura 3- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum (indivíduos por 15min) ao longo dos meses de estudo .

Tal como no caso do Boto, o Golfinho-comum não foi observado nos meses de verão com a exceção de Julho, sendo que somente em Novembro de 2013 se voltou a observar na área do cabo Mondego, apresentando uma taxa de avistamento bastante alta.

As taxas de avistamento de acordo com as 3 épocas do ano para o Boto, estão representadas na figura 4.

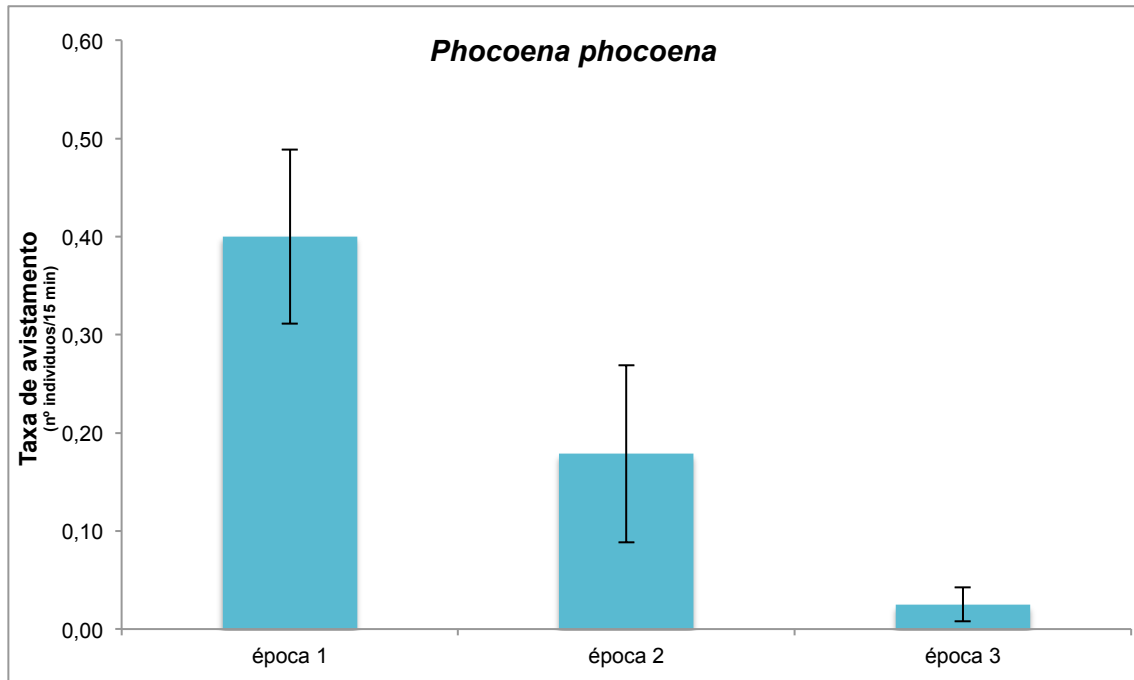


Figura 4- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos/15 min) nas três épocas.

Tal como se verifica no gráfico da ocorrência mensal (figura 2), neste gráfico confirma-se que há uma maior taxa de avistamentos de Botos na época 1 que corresponde aos meses de Outubro de 2012 a Fevereiro de 2013, sendo que a menor taxa de avistamentos é verificada na época 3, de Junho a Setembro de 2013.

A análise de Permanova representada na tabela VI permite verificar que há diferenças significativas nas taxas de avistamento de Boto ao longo das 3 épocas de amostragem, com uma redução significativa das observações entre Junho e Setembro ( $F=6,0027$ ;  $P=0,0018$ ). A taxa de avistamentos de Boto nesta época difere significativamente das taxas dos períodos de Outubro a Fevereiro e das taxas de Março a Maio (teste de Bonferroni,  $P<0,0001$  e  $P<0,05$  respectivamente).

Tabela VI. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do período do dia (8h-10h, 10h-12h, 12h-14h, 14-16h e da 16h-18h). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas

Variáveis	SQ	GL	QM	PseudoF	p
<b>Épocas</b>	<b>0,1541</b>	<b>2</b>	<b>0,0770</b>	<b>6,0027</b>	<b>0,0018</b>
Período do dia	0,0316	4	0,0079	0,6149	0,5039
Interação	-0,0228	8	-0,0029	-0,2225	0,1000

No caso do Golfinho-comum (*Delphinus delphis*) a taxa de avistamento na época 1 (Outubro a Fevereiro) é superior, seguindo-se da época 2 (Março a Maio) e por fim a época 3 (Junho a Setembro) (figura 5).

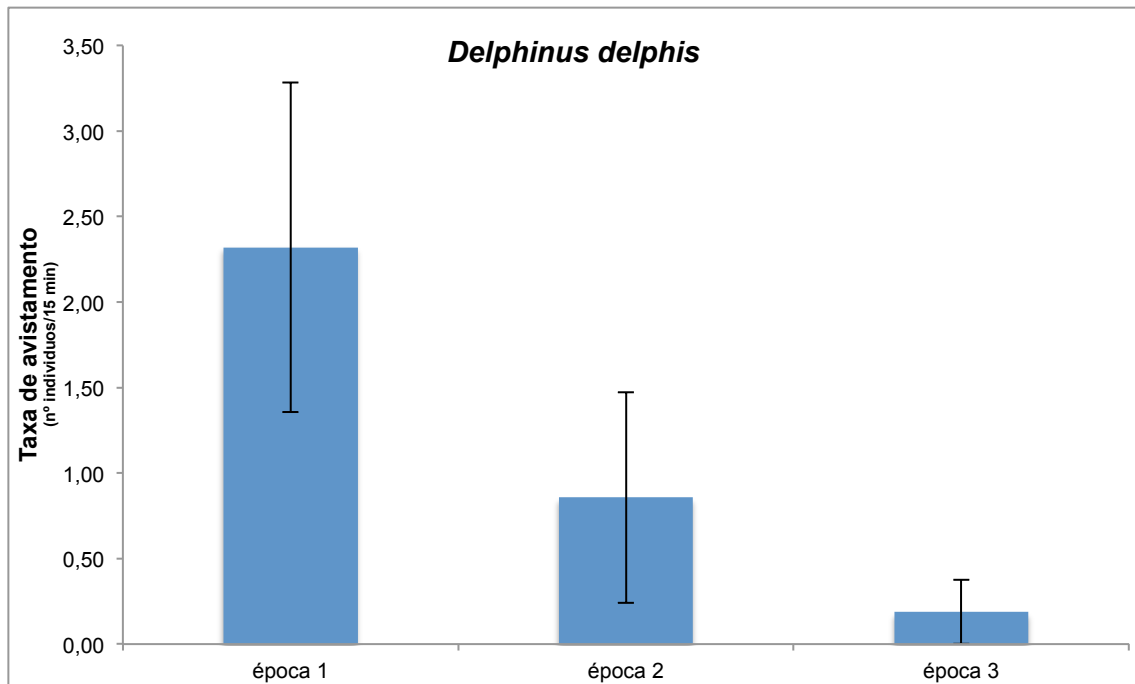


Figura 5- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum (indivíduos/15min) nas três épocas

De acordo com a análise Permanova foram detectadas diferenças significativas nas taxas de avistamento de Golfinho-comum ao longo das 3 épocas de amostragem, com um aumento das observações entre Outubro e Fevereiro ( $F=2,8904$ ;  $P=0,0255$ ). Esta época difere significativamente das observações efectuadas no período entre Junho e Setembro (teste de Bonferroni,  $P<0,05$ ).

Tabela VII. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do período do dia (8h-10h, 10h-12h, 12h-14h, 14-16h e da 16h-18h). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas

Variáveis	SQ	GL	QM	PseudoF	P
<b>Épocas</b>	<b>0,9795</b>	<b>2</b>	<b>0,4897</b>	<b>2,8904</b>	<b>0,0255</b>
Período do dia	0,2661	4	0,0665	0,3926	0,7072
Interação	-0,9205	8	-0,1151	-0,6979	0,3233



### Ocorrência ao longo do dia

De modo a completar e compreender como poderão estes cetáceos utilizar as águas da nossa costa ao longo do dia, elaborou-se um gráfico da taxa de avistamento por período do dia (divido em 5 intervalos, 8h-10h, 10h-12h, 12h-14h, 14h-16h, 16h-18h).

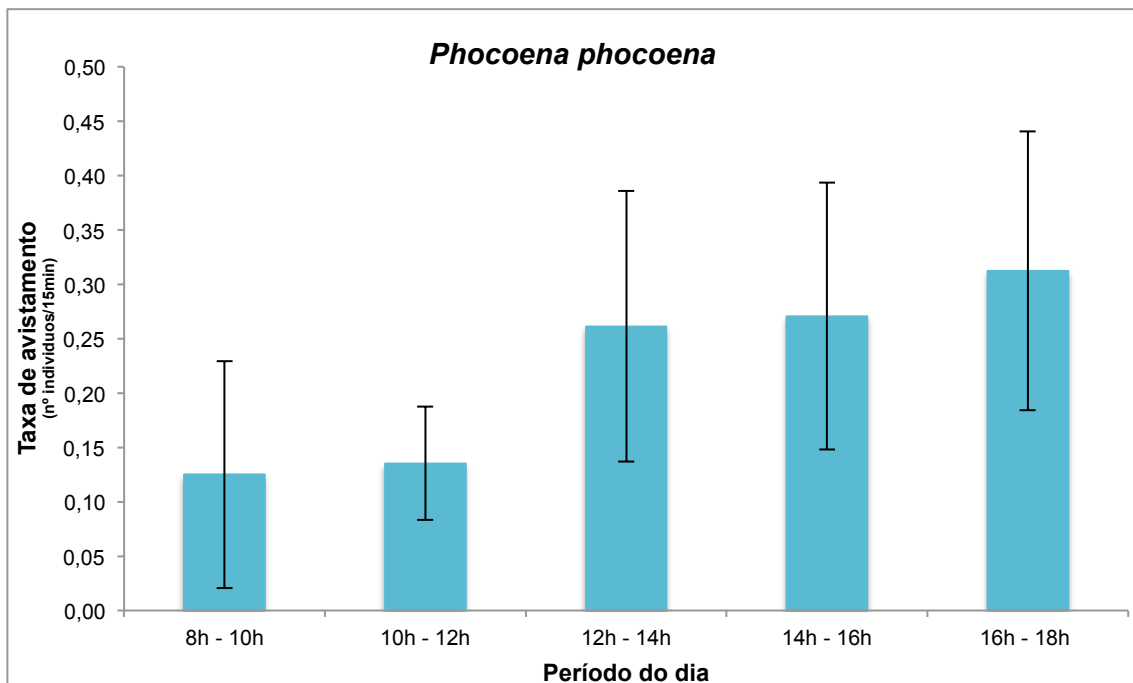


Figura 6- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos/15min) ao longo do dia.

Ao observar o gráfico representado na figura 6 verifica-se um aumento na taxa de avistamento de Boto ao longo do dia, sendo que há um aumento mais pronunciado a partir das 12h até às 18h. A mesma análise referida na tabela VI permite verificar que apesar de haver um aumento das taxas de avistamento entre as 12 e as 18 horas, este aumento não é significativo ( $F=0,6149$ ;  $P=0,5039$ ). A mesma situação é observada em relação à interação, sendo por isso possível afirmar que as variações observadas ao longo do dia, ocorrem de forma similar nas diferentes épocas do ano ( $F=0,22247$ ;  $P=0,10000$ ).

Também com o intuito de entender como poderá o Golfinho-comum utilizar as águas da nossa costa ao longo do dia elaborou-se um gráfico da taxa de avistamento por período do dia (dividido em 5 intervalos, 8h-10h, 10h-12h, 12h-14h, 14h-16h, 16h-18h).

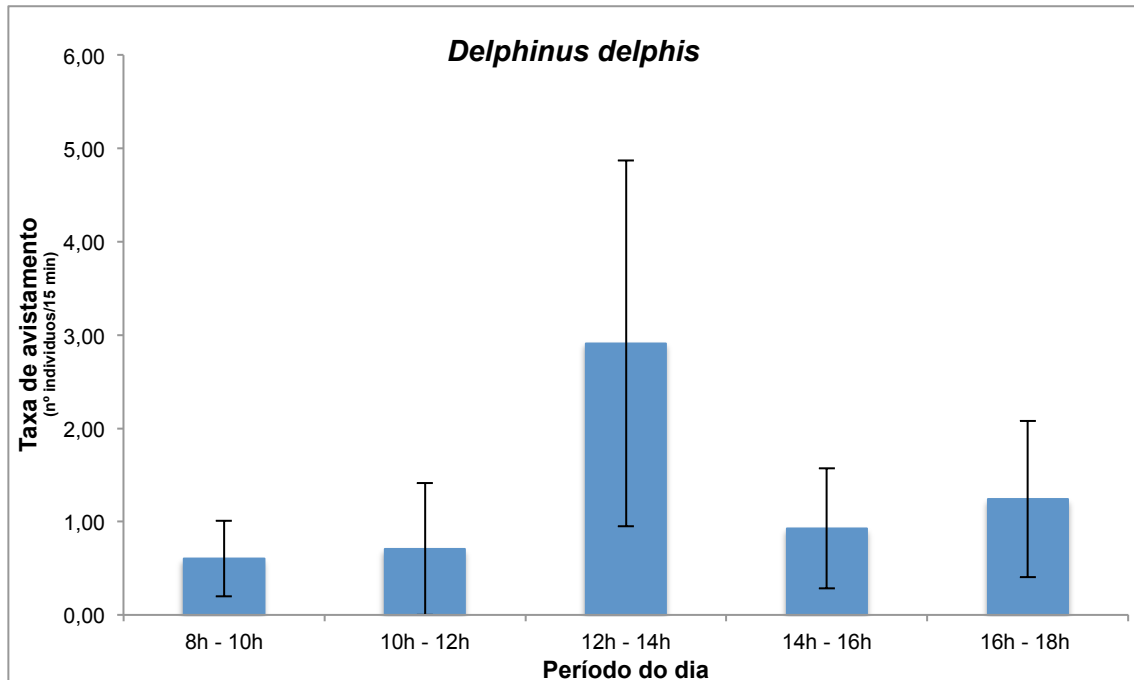


Figura 2- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum (indivíduos/15min) ao longo do dia.

Ao examinar o gráfico da figura 7 pode-se apurar que existe um aumento, bem visível, entre as 12h-14h na taxa de avistamento de Golfinho-comum ao longo do dia. Comparando o horário da manhã com o da tarde, este último apresenta taxas de avistamento superiores, embora este aumento ao longo do dia seja pouco notório. Também com a análise representada na tabela VII, verifica-se que apesar de haver um aumento das taxas de avistamento durante o período entre as 12 e as 14 horas, este aumento não é significativo ( $F=0,39258$ ;  $P=0,7072$ ). A mesma situação é observada em relação à interação, sendo por isso possível afirmar que as variações observadas ao longo do dia ocorrem de forma similar nas diferentes épocas do ano ( $F=-0,69791$ ;  $P=0,3233$ ).

As taxas de avistamento de acordo com os períodos de reprodução do Boto ("Cria", "pós-cria" e "pré-cria"), estão representadas na figura 8 evidenciando diferenças na utilização desta zona costeira ao longo do seu ciclo reprodutivo.

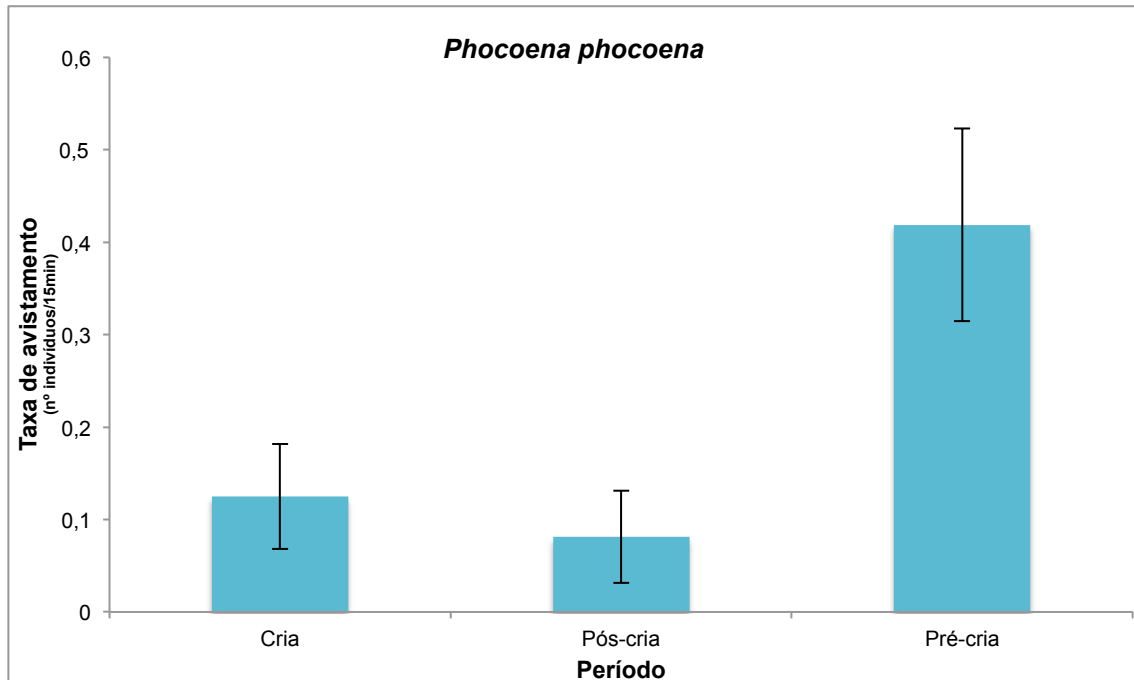


Figure 3 - Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos/15min) em diferentes períodos de reprodução.

Como se pode verificar pela figura 8 a taxa de avistamento é maior no período pré-cria que corresponde aos meses Novembro a Fevereiro. Já o período Pós-cria apresenta uma menor taxa de avistamento.

Tabela VIII. Permanova uni-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época de cria (pré época de cria, época de cria e pós-época de cria). GL - Graus de liberdade, SQT - Soma dos quadrados totais, SQG - Soma dos quadrados no grupo. Negrito indica diferenças significativas.

Variável	SQT	SQ	PseudoF	P
<b>Época Cria</b>	0.7274	0.612	5.281	<b>0.0093</b>

Com a análise de Permanova denota-se que há diferenças significativas nas taxas de avistamento de Boto em função da época de cria, sendo que os valores observados são sempre mais elevados na época de pré-cria. A análise par a par permite concluir que há diferenças significativas na taxa de avistamentos entre a época de cria e a época de pós-cria (teste de Bonferroni,  $P < 0,01$ ) e também entre a época de cria e a época de pré-cria ( $P < 0,05$ ).

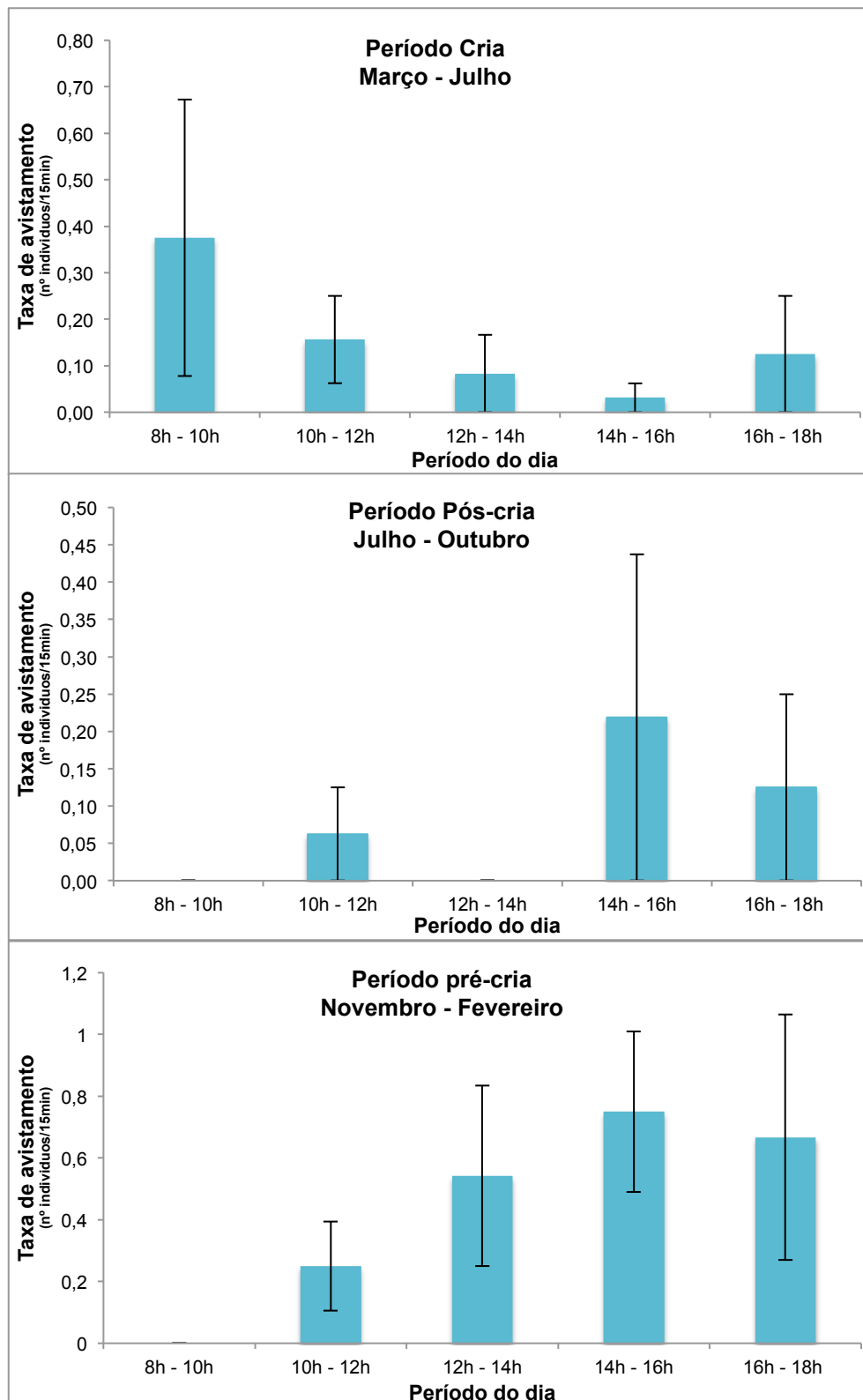


Figura 9- Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos/15min) em diferentes períodos de reprodução e a sua variação ao longo do dia.

Com a análise dos três gráficos da figura 9, verifica-se que as taxas de avistamento são mais elevadas na época pré-cria quando os animais aparecem mais no fim da tarde. Por outro lado, na época de cria observa-se um pico

pronunciado no início da manhã e um pico menos pronunciado no final da tarde. No período pós-cria, denota-se uma maior taxa de avistamento no final da tarde. Salienta-se que é neste último período que há menos avistamentos, apresentando mesmo meses sem qualquer avistamento.

#### Comportamento dos cetáceos na zona do cabo Mondego

Foi ainda possível relacionar a taxa de avistamento e o comportamento exibido pelas duas espécies observadas (figuras 10 e 11).

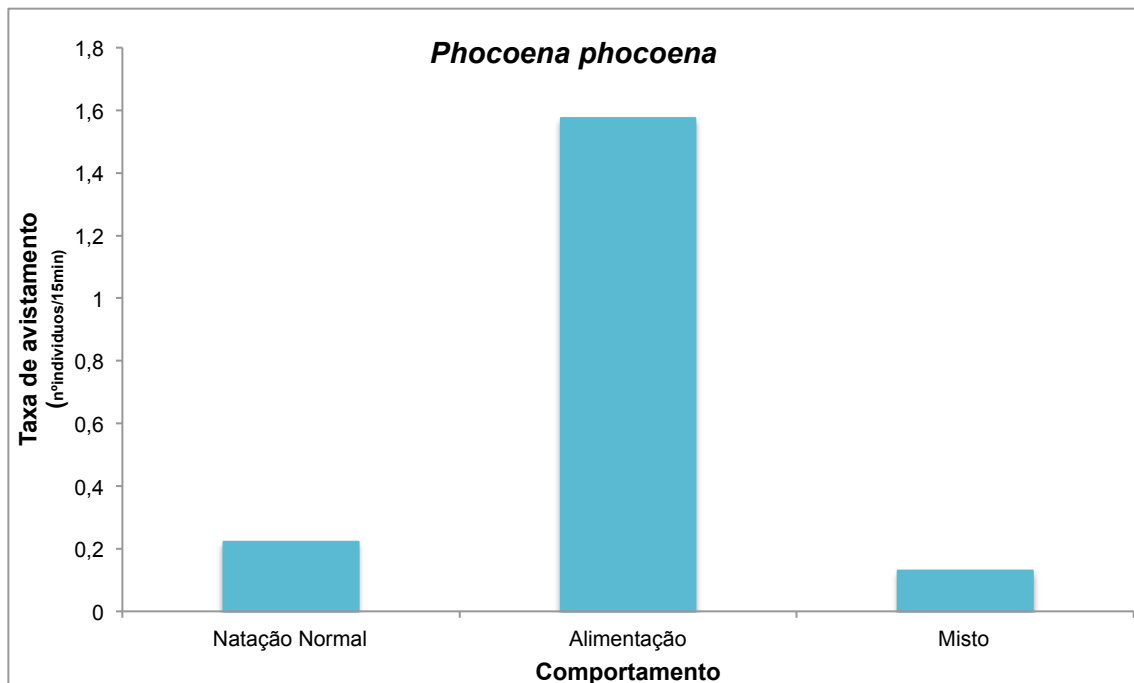


Figura 10 – Taxa de avistamento (nº indivíduos/15min) e comportamento exibido Boto.

Como se pode verificar pela figura 10 relativa ao Boto, a menor taxa de avistamento é obtida no comportamento misto (quando têm uma natação normal e direcional e mudam para se alimentarem). A maior taxa de avistamento corresponde ao comportamento alimentação (em que os indivíduos fazem em média 3 respirações seguidas na superfície e mergulham durante algum tempo, mudando várias vezes de direção e mantendo-se naquele local). Assim pode-se dizer que estes cetáceos utilizam a zona de estudo não só como zona de passagem mas também como área de alimentação.

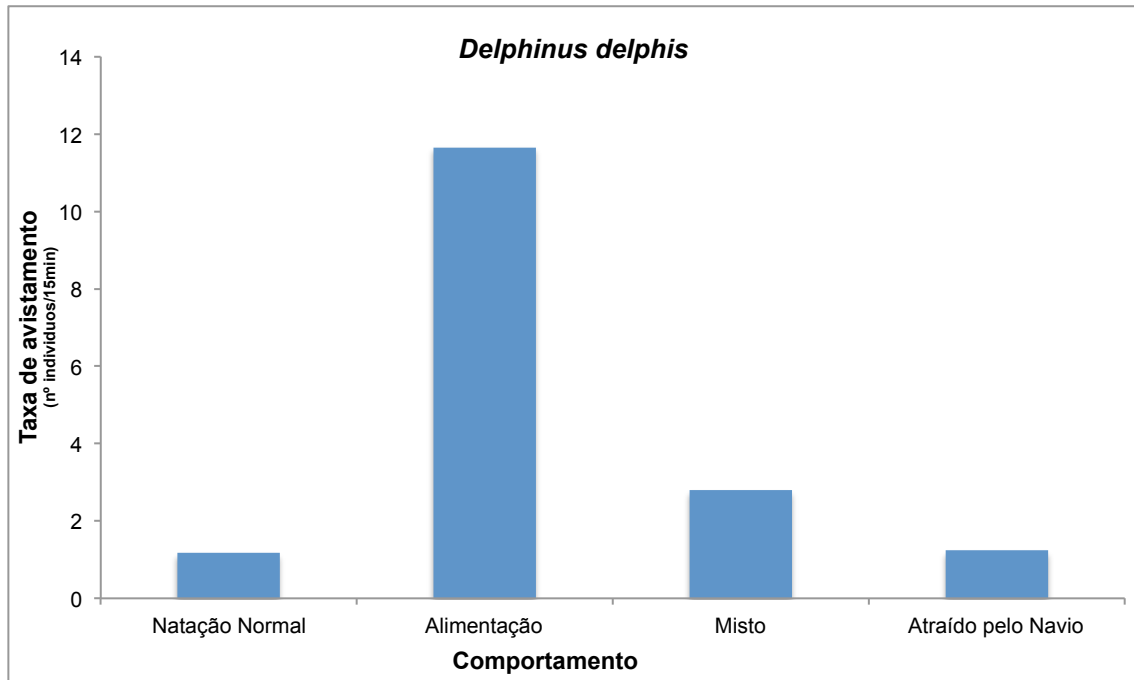


Figura 11 – Taxa de avistamento (nº indivíduos/15min) e comportamento exibido pelo Golfinho-comum.

Ao observar a figura 11 pode-se verificar que, tal como o Boto, no caso do Golfinho-comum a maior taxa de avistamento corresponde ao comportamento de alimentação. Embora reduzido, o Golfinho-comum exibe um comportamento não verificado nos avistamentos de Boto. De facto, o comportamento “Atraído pelo Navio”, descreve-se quando os animais se dirigem ao navio na proximidade e acompanham a embarcação.

#### Influência do estado do mar na taxa de avistamento

Com os dados relativos ao estado do mar e a taxa de avistamento das duas espécies observadas no Cabo Mondego foram construídos dois gráficos de barras, um para cada parâmetro e espécie (figuras 12 e 13). Assim, na figura 12 está representada a taxa de avistamento de Boto em relação ao estado do mar.

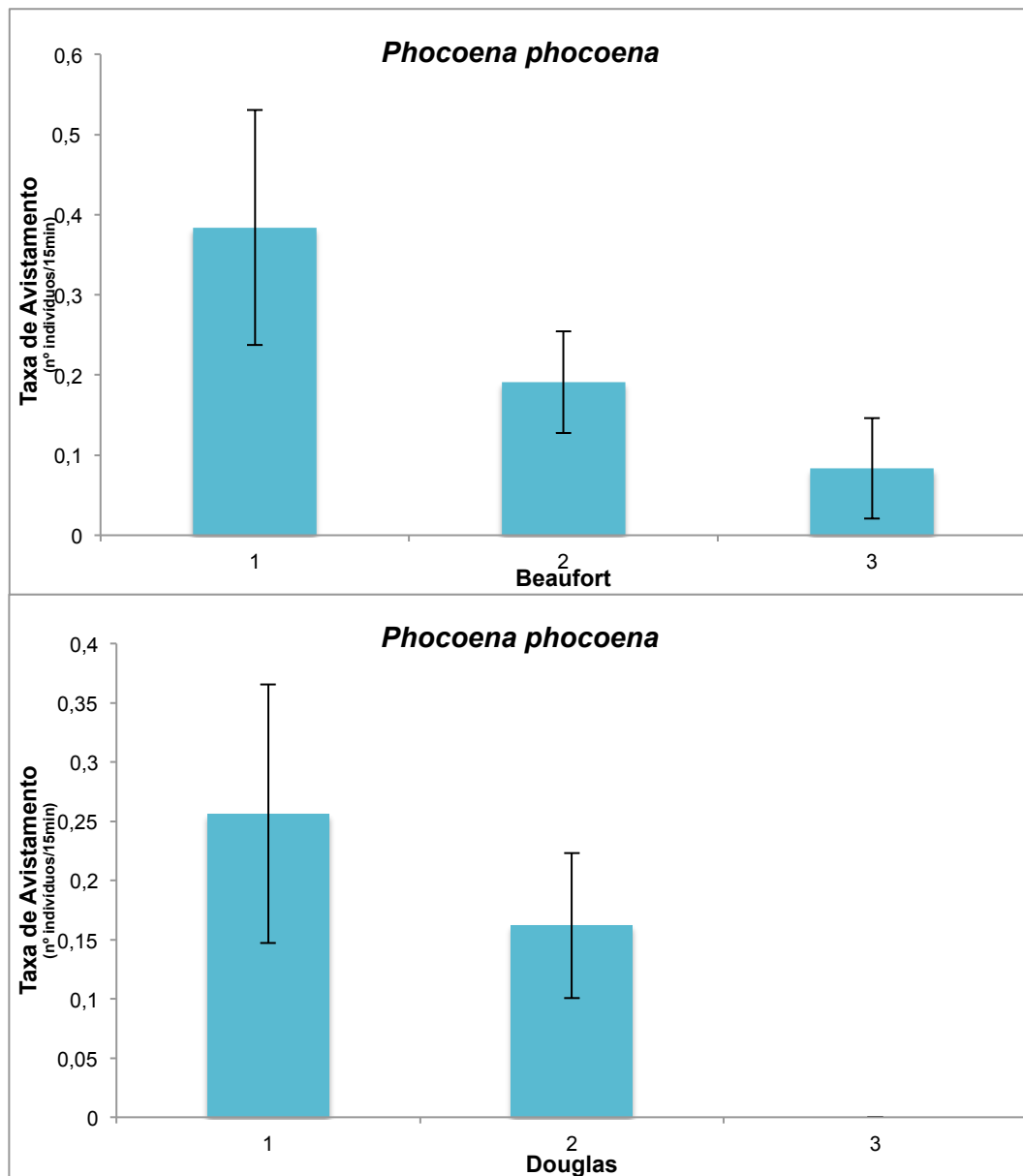


Figura 12 Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto (indivíduos/15min) em função do estado do mar relativamente à escala de Beaufort e Douglas.

A taxa de avistamento de Boto apresenta valores mais elevados para o estado 1, seguindo-se o estado 2 e depois o estado 3, em ambas as escalas. Relativamente ao estado do mar segundo a escala de Beaufort, parece haver uma diminuição da taxa de avistamento, embora pouco pronunciada, à medida que a escala do estado do mar aumenta. No gráfico relativo ao estado do mar segundo a escala de Douglas, quando o estado do mar apresenta uma ondulação mais forte (estado 3) não se verifica nenhum avistamento desta espécie existindo assim também uma diminuição, ainda que menos pronunciada, da taxa de avistamento com o aumento do estado do mar.

Tabela IX. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média de Boto num período de 2 horas em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3. GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas.

Variáveis	SQ	GL	QM	PseudoF	P
<b>Épocas</b>	<b>0,1541</b>	<b>2</b>	<b>0,0770</b>	<b>7,2185</b>	<b>0,0003</b>
<b>Beaufort</b>	<b>0,1691</b>	<b>2</b>	<b>0,0845</b>	<b>7,9213</b>	<b>0,0006</b>
Interação	-0,1293	4	-0,0323	-3,0284	0,1559

Confirma-se novamente que há diferenças nas taxas de avistamento ao longo das épocas do ano, e que estas taxas de avistamento são também influenciadas pelo estado do mar quando avaliado segundo a escala de Beaufort (tabela IX). A análise par a par permite concluir que há diferenças significativas na taxa de avistamentos entre o estado 1 e os estados 2 e 3 do estado do mar segundo a escala de Beaufort (teste de Bonferroni,  $P < 0,001$  para os estados 1 vs 2 e  $P < 0,05$  para estados 1 vs 3), sendo que as taxas de avistamento são sistematicamente superiores quando o estado do mar é mais calmo e com menos vento. Os resultados mostram também que não há interação entre as taxas de avistamento em função do estado do mar segundo a escala de Beaufort ao longo das diferentes épocas analisadas ( $P = 0,1559$ ).

Tabela X. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média de Boto num período de 2 horas em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3. GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas.

Variáveis	SQ	GL	QM	PseudoF	P
<b>Épocas</b>	<b>0,1541</b>	<b>2</b>	<b>0,0770</b>	<b>4,0941</b>	<b>0,0008</b>
Douglas	0,0159	2	0,0079	0,4221	0,3795
Interação	-0,3833	4	-0,0958	-5,0927	0,0546

Tal como na análise da tabela VI, as taxas de avistamento variam com as épocas do ano, mas não são influenciadas pelo estado do mar quando avaliado segundo a escala de Douglas (referente à altura da ondulação) ( $P = 0,3795$ ) (tabela X). Os resultados relativos à interação mostram que esta não se verifica entre as taxas de avistamento em relação ao estado do mar segundo a escala de Douglas ( $P = 0,0546$ ) ao longo das diferentes épocas.



No que se refere ao Golfinho-comum, foram realizados gráficos que relacionam a taxa de avistamento desta espécie com as duas escalas (Beaufort e Douglas) que descrevem o estado do mar, gráficos apresentados na figura 13.

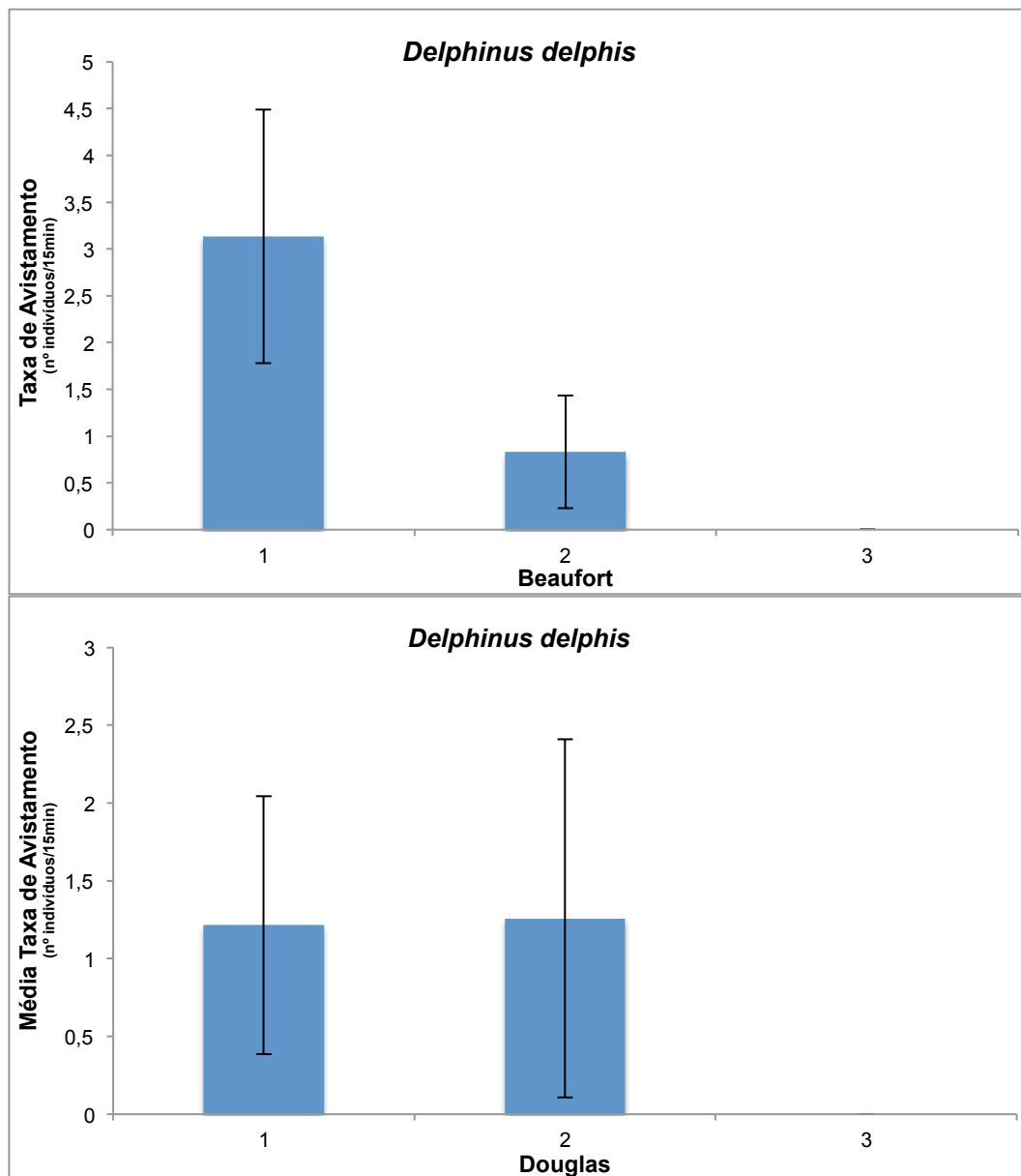


Figura 13 – Valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum (indivíduos/15min) em função do estado do mar relativamente à escala de Beaufort e Douglas.

Nos gráficos apresentados na figura 13 verifica-se, que tal como no Boto, há uma diminuição da taxa de avistamento com o aumento da escala do estado do mar segundo as duas escalas (Beaufort e Douglas), sendo que esta espécie não foi observada durante períodos com estado do mar 3 em ambas as escalas.

Tabela XI. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média de Golfinho-comum num período de 2horas em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas.

Variáveis	SQ	GI	QM	PseudoF	P
<b>Épocas</b>	<b>0,9795</b>	<b>2</b>	<b>0,4897</b>	<b>3,0736</b>	<b>0,0129</b>
<b>Beaufort</b>	<b>1,4698</b>	<b>2</b>	<b>0,7349</b>	<b>4,6123</b>	<b>0,008</b>
Interação	-2,6356	4	-0,6589	-4,1354	0,5216

Confirma-se novamente, tal como no Boto, que há diferenças nas taxas de avistamento de Golfinho-comum ao longo das épocas do ano, e que estas taxas de avistamento são também influenciadas pelo estado do mar quando avaliado segundo a escala de Beaufort (efeito dos ventos no mar) (tabela XI). A análise par a par permite concluir que há diferenças significativas na taxa de avistamentos entre o estado 1 e os estados 2 e 3 do mar segundo a escala de Beaufort (teste de Bonferroni,  $P < 0,01$  para os estados 1 vs 2 e  $P < 0,05$  para os estados 1 vs 3), sendo que as taxas de avistamento são sistematicamente superiores quando o estado do mar é mais calmo e com menos vento. Os resultados mostram também que não se verificam diferenças significativas na interação entre as variações das taxas de avistamento em relação ao estado do mar segundo a escala de Beaufort ( $P = 0,5216$ ) ao longo das diferentes épocas.

Tabela XII. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função do estado do mar (1, 2, 3). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas

Variáveis	SQ	GI	QM	PseudoF	P
<b>Épocas</b>	<b>0,9795</b>	<b>2</b>	<b>0,4897</b>	<b>1,9935</b>	<b>0,0207</b>
Douglas	0,0582	2	0,0291	0,1185	0,8218
Interação	-5,5406	4	-1,3852	-5,6385	0,2106

Tal como na análise da tabela VII as taxas de avistamento variam com as épocas do ano, mas não são influenciadas pelo estado do mar quanto avaliado segundo a escala de Douglas (referente à altura da ondulação) ( $P = 0,8218$ ) (tabela XII). Os resultados demonstram também que não se verifica interação entre as variações das taxas de avistamento em relação ao estado do mar segundo a escala de Douglas ( $F = -5,6385$ ;  $P = 0,2106$ ) ao longo das épocas.

### Influência do tráfego naval na taxa de avistamento

A presença de barcos de pesca foi registada em todos os períodos de observação. No gráfico que mostra a taxa de avistamento de Boto (*Phocoena phocoena*) e a quantidade de barcos presente ao longo do dia (figura 14) deparamo-nos com um aumento da taxa de avistamentos à medida que o número de navios decresce ao longo do dia.

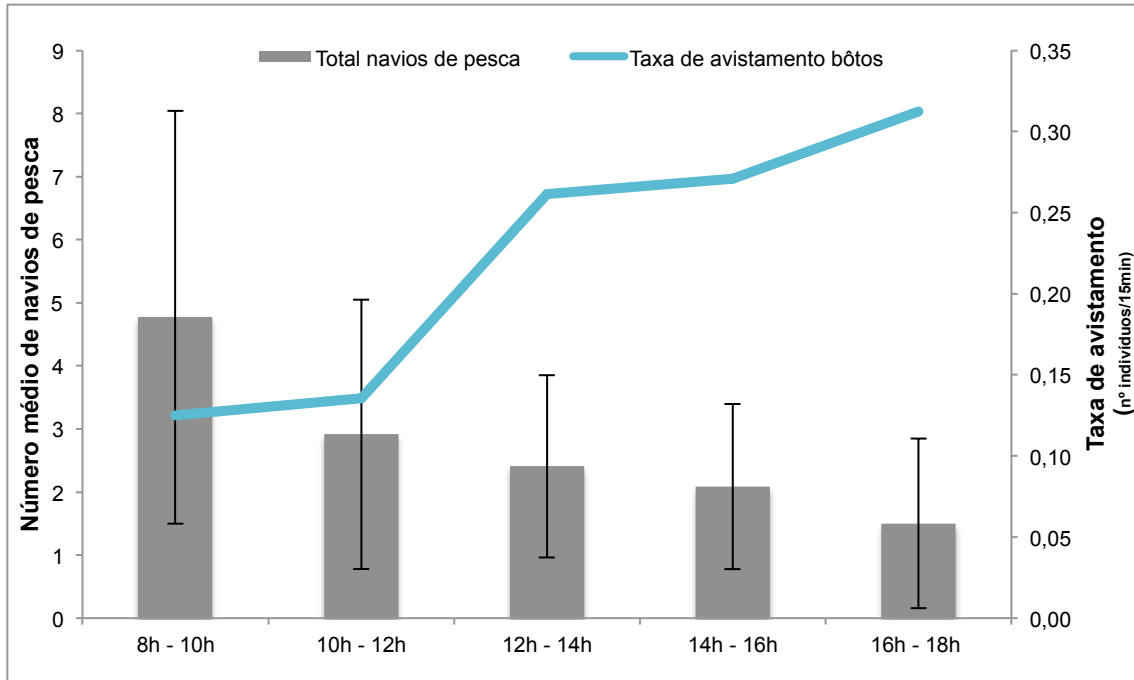


Figura 14 – Número de navios de pesca presente na área de estudo ao longo do dia (barras cinzentas) e valores médios ( $\pm$  SE) da taxa de avistamento média num período de 2 horas (nº indivíduos/15min) de Boto ao longo do dia (linha azul).

Com o objetivo de avaliar se a presença de animais é influenciada pela presença ou ausência de barcos de pesca realizou-se uma análise onde se compara a taxa de avistamento com a presença ou ausência de barcos de pesca.

Tabela XIII. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da presença de barcos (presente vs ausente). GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas

Variáveis	SQ	GI	QM	PseudoF	P
Período do dia	0,0316	4	0,0079	0,3032	0,6589
Presença de barcos	0,0079	1	0,0079	0,3054	0,429
Interação	-0,5872	4	-0,1468	-5,6411	0,388

Tal como já referido na tabela VI, não há diferenças significativas nas taxas de avistamento de Boto ao longo dos diferentes períodos do dia e o mesmo resultado é obtido para a presença de barcos (tabela XIII). Em relação à interação das duas variáveis é possível verificar que não ocorrem interações nas taxas de avistamento em função da presença de barcos, em função dos períodos do dia ( $F=5,6411$ ;  $P=0,388$ ).

Tabela XIV. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Boto em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da quantidade de barcos. GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas.

Variáveis	SQ	GL	QM	PseudoF	P
Período do dia	0,0316	4	0,0079	0,4521	0,4765
<b>Quantidade de barcos</b>	<b>0,1438</b>	<b>3</b>	<b>0,0479</b>	<b>2,746</b>	<b>0,0048</b>
Interação	-0,1286	12	-0,011	-0,6141	0,1053

No entanto e de acordo com a tabela XIV verifica-se que a quantidade de barcos revela diferenças significativas nas taxas de avistamento ( $P= 0,0048$ ). A análise par a par permite concluir que há diferenças significativas na taxa de avistamentos entre a classe 1 relativa à quantidade de barcos e as classes 3 e 4 (teste de Bonferroni,  $P<0,05$  para as classes 1 vs 3 e  $P<0,01$  para classes 1 vs 4), sendo que as taxas de avistamento são sistematicamente superiores quando é registada uma menor quantidade de barcos.

Também com o intuito de avaliar a possibilidade da presença de animais, desta vez Golfinho-comum, ser influenciada pela presença ou ausência de barcos de pesca realizou-se uma análise Permanova bifactorial (tabela XV).

Tabela XV. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da presença de barcos. GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas.

Variáveis	SQ	GL	QM	PseudoF	P
Período do dia	0,2661	4	0,0665	0,2151	0,7812
Quantidade de barcos	0,2219	1	0,2219	0,7175	0,2812
Interação	-7,8601	4	-1,965	-6,3545	0,8696

Na tabela XV é possível afirmar que, tal como já referido na tabela VII não há diferenças significativas nas taxas de avistamento de Golfinho-comum observadas ao longo dos diferentes períodos do dia e o mesmo resultado é obtido para a presença de barcos (tabela XV). Em relação à interação das duas variáveis é possível verificar que não ocorrem interações nas taxas de avistamento em função da presença de barcos, em função dos períodos do dia ( $F=6,3545$ ;  $P=0,8696$ ).

No caso do Golfinho-comum também há um aumento na taxa de avistamento com o decréscimo do número de barcos de pesca presentes na área (figura 15), embora o padrão não seja tão evidente como no caso da espécie anterior.

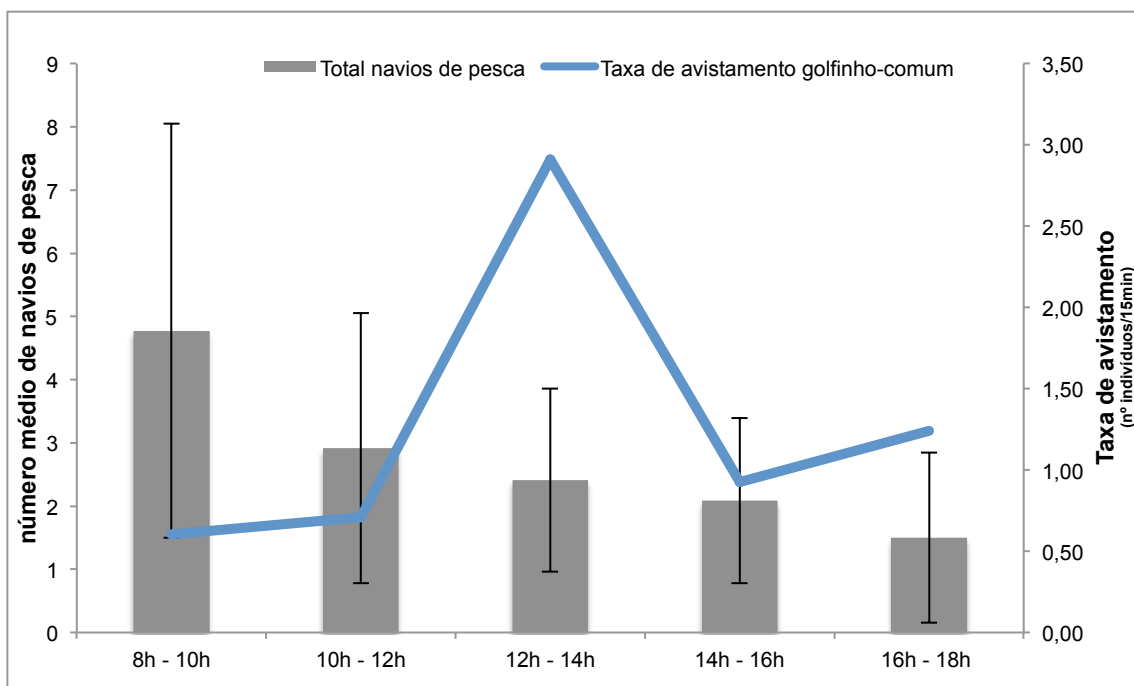


Figura 15 – Número de navios de pesca presente na área de estudo ao longo do dia (barras cinzentas) e valores médios ( $\pm$  SE) taxa de avistamento média num período de 2 horas (nº indivíduos/15 min) de Golfinho-comum ao longo do dia (linha azul).

Tal como já referido na tabela VII, não há diferenças significativas nas taxas de avistamento de Golfinho-comum observadas ao longo dos diferentes períodos do dia ( $F=0,2999$ ;  $P=0,6732$ ). Contudo, ao contrário do obtido na análise referente apenas à presença de barcos, verifica-se que a quantidade de barcos produz diferenças significativas nas taxas de avistamento ( $F=1,9344$ ;  $P=0,0181$ ). A análise par a par permite concluir que há diferenças significativas na taxa de avistamentos entre a classe 1 relativa à quantidade de barcos e as classes 3 e 4 (Bonferroni teste,  $P<0,05$  para as classes 1 vs 3 e  $P<0,01$  para classes 1 vs 4), sendo que as taxas de avistamento são sistematicamente superiores na presença de uma menor

quantidade de barcos. A interação das duas variáveis analisadas, permite afirmar que as variações observadas nas taxas de avistamento em função da quantidade de barcos, ocorrem de forma similar ao longo do dia ( $F=-0,9102$ ;  $P=0,2613$ ).

Tabela XVI. Permanova bi-factorial com 9999 permutações, explorando variações na taxa de avistamento média num período de 2 horas de Golfinho-comum em função da época do ano (Outubro a Fevereiro, Março a Maio, Junho a Setembro) e em função da quantidade de barcos. GL - Graus de liberdade, SQ - Soma dos quadrados, QM - Quadrados Médios. Negrito indica diferenças significativas.

Variáveis	SQ	GL	QM	PseudoF	P
Período do dia	0,2661	4	0,0665	0,2999	0,6732
Quantidade de barcos	1,287	3	0,4290	1,9344	0,0181
Interação	-2,4222	12	-0,2019	-0,9102	0,2613

#### Influência do tipo de maré na taxa de avistamento

Com o objectivo de analisar se o estado da maré poderá influenciar o número de animais observados elaborou-se um gráfico que relaciona o número de indivíduos observados com o estado da maré (figura 16).

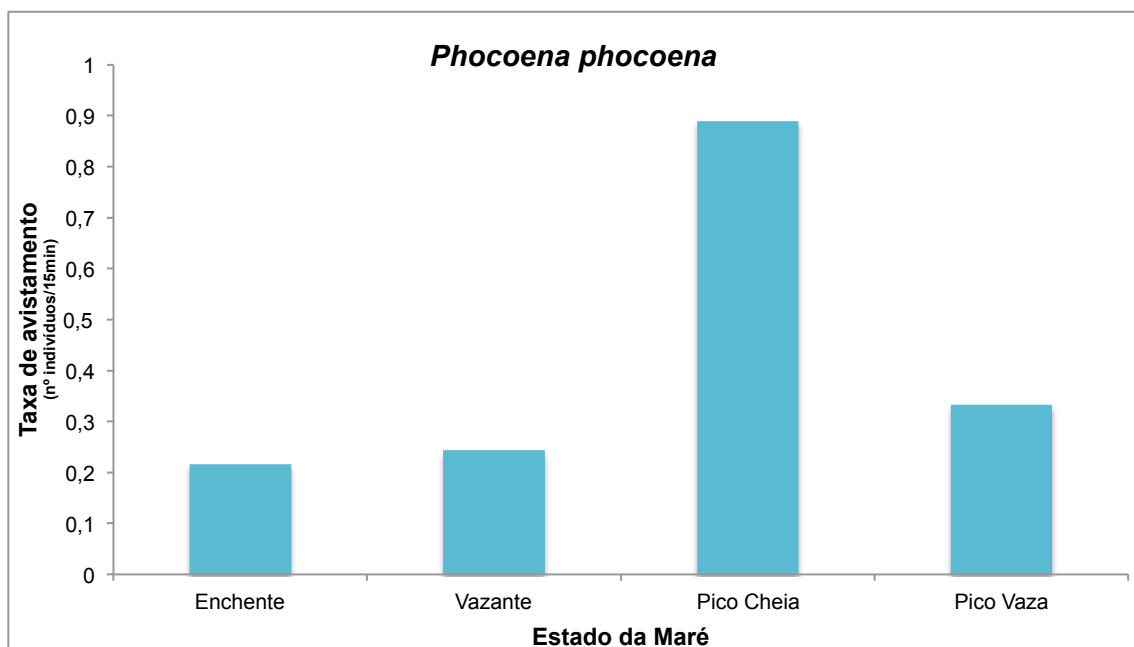


Figura 16 – Taxa de avistamento (no indivíduos/15min) de Boto em função do estado de maré na zona do cabo Mondego.

Pela análise deste gráfico pode concluir-se que é no pico de maré cheia que há mais avistamentos de Botos seguindo-se o pico de maré vaza. Sendo que a maré enchente é quando há uma menor taxa de avistamento.

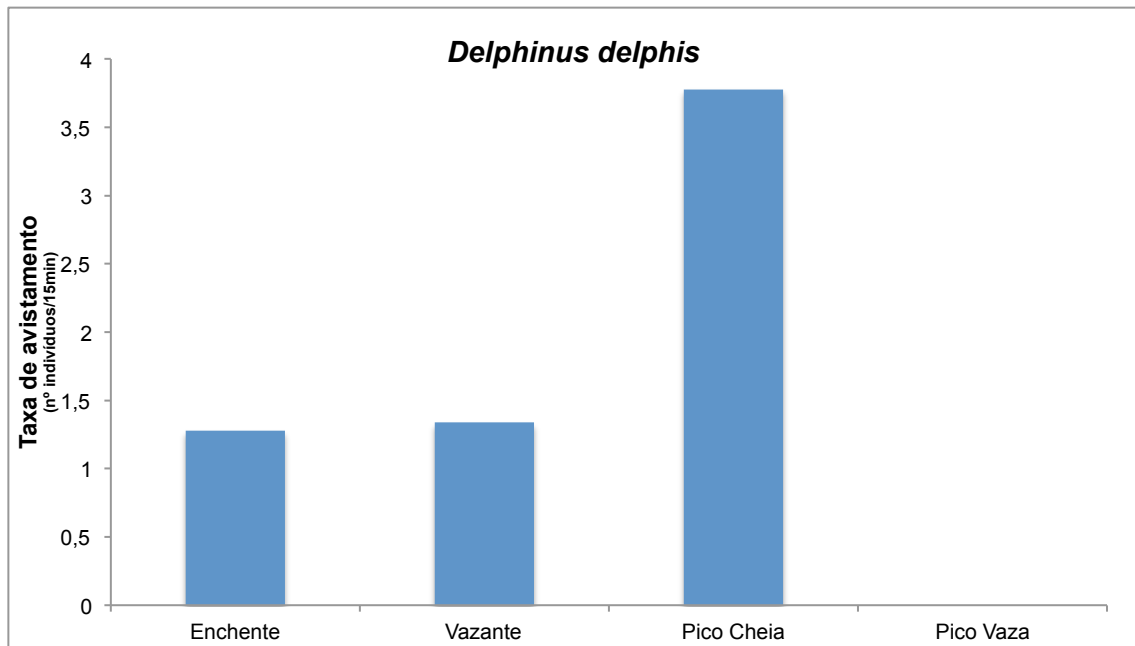


Figura 17 – Taxa de avistamento (nº indivíduos/15 min) de Golfinho-comum em função do estado de maré na zona do cabo Mondego.

Também no caso dos Golfinhos-comuns, tal como nos Botos, a taxa de avistamento é superior no pico da maré cheia (figura 17). Ao contrário do observado com a espécie anterior, no pico de maré vaza não se observou nenhum avistamento.

#### Co-ocorrência de espécies

Por fim, para entender se a taxa de avistamento de uma espécie é influenciada pela presença ou ausência da outra espécie, elaboraram-se dois gráficos que relacionam o numero de indivíduos com a presença ou ausência da outra espécie (figura 18).

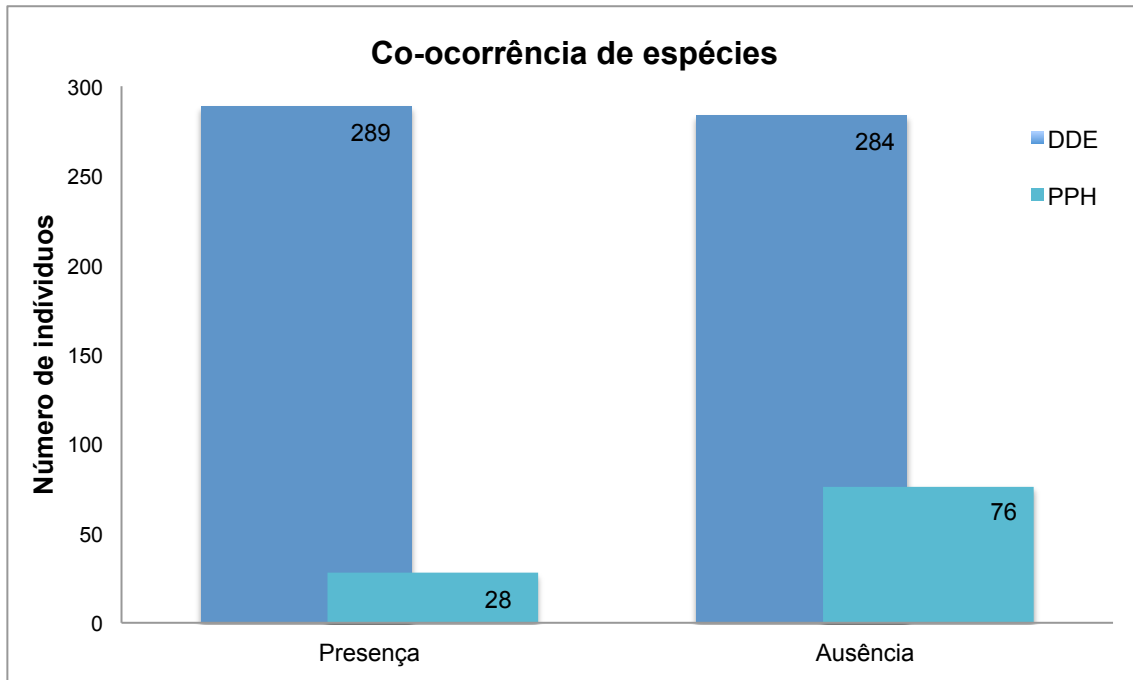


Figura 18 – Número de indivíduos em função da presença ou ausência de outra espécie. A cor azul escura corresponde ao número de DDE (*Delphinus delphis*) na presença/ausência de PPH (*Phocoena phocoena*). A cor azul clara corresponde ao número de PPH (*Phocoena phocoena*) na presença/ausência de DDE (*Delphinus delphis*).

Com a análise da figura 18 pode-se verificar que o número de Botos observados é superior na ausência de Golfinho-comum do que quando este se encontrava na área de observação. Já o mesmo não se verifica ao analisar o gráfico correspondente ao número de Golfinho-comum na presença ou ausência de Botos, em que é ligeiramente maior na presença de Botos e menor na ausência destes. Estas duas espécies parecem revelar comportamentos distintos em relação à presença ou ausência da outra espécie.



## Discussão

### Metodologia

A monitorização de cetáceos depende sempre das condições ambientais, nomeadamente do estado do mar, o que por vezes poderá comprometer a realização do trabalho em questão (Ijsseldijk, 2013; Dolman *et al.*, 2013). As condições climáticas na Serra da Boa Viagem são bastante instáveis, predominando fortes nevoeiros, que surgem repentinamente. Também os ventos fortes que se fazem sentir na costa, influenciam o estado do mar visto que, segundo a escala de Beaufort, o estado do mar é proporcional à velocidade do vento (Ferreira, 2000). Assim, os ventos fortes impedem frequentemente a realização do trabalho de monitorização. Por essa razão, não foi possível a recolha de dados no mês de Dezembro de 2012 e poucos dados foram compilados em Março de 2013.

Condições climáticas inadequadas à monitorização poderão influenciar a capacidade de visão dos observadores, o que claramente pode apresentar algumas implicações no número de avistamentos detetados (Ijsseldijk, 2013). Uma outra variável que poderá influenciar o avistamento de cetáceos é a variabilidade da capacidade de detecção por parte dos observadores (Dolman *et al.*, 2013). Os mesmos autores descrevem uma diminuição do número de avistamentos em períodos de observação mais longos e associam essa diminuição à possível fadiga dos observadores ou à tendência subconsciente de observar por mais tempo se nada foi visto durante o período definido. Além disso, as características comportamentais dos animais, nomeadamente do Boto, podem dificultar a sua detecção. O Boto é bastante “solitário” e conhecido como sendo “tímido” visto que estes animais raramente saltam e facilmente se assustam e fogem (Read, 2000).

Uma possível alternativa, também sugerida por Ferreira (2000), para complementar a monitorização a partir de pontos de costa, seria a utilização de dispositivos acústicos já utilizados para estudar o habitat dos Botos em outros locais (Piperpoint *et al.*, 1999). Tal como todos os odontocetes, os Botos usam a ecolocalização para detectar e alcançar os diferentes alvos (presas, predadores, outros animais) (Sveegaard, 2011). Estes dispositivos acústicos detectam os “cliques” de ecolocalização e permitem analisar a distribuição e interação com redes de pesca e também com outros cetáceos. Este método pode ser executado durante o dia e a noite, pois não depende das condições de visibilidade e apresenta menos sensibilidade às condições ambientais (SCANS II, 2008).

## Ocorrência de espécies

Neste estudo somente foram observadas duas espécies de cetáceos, o Boto (*Phocoena phocoena*) e Golfinho-comum (*Delphinus delphis*). O Boto é frequentemente avistado em águas pouco profundas e junto de costa, enquanto o Golfinho-comum, ainda que prefira águas mais profundas (mais observado na zona do limite da plataforma continental, 200 m de profundidade), também seja avistado em águas junto de costa, embora em grupos mais pequenos (Goetz *et al.*, 2014 (a)). Não foram observados Roazes nem Golfinhos-riscados, o que pode estar relacionado com o facto de as observações terem sido feitas a partir de um ponto de costa, tornando a área de observação um pouco limitada. A presença de Roaz é relatada em censos costeiros, no entanto e pela análise da figura 19 (extraída de Araújo *et al.*, 2014) verifica-se que há alguma variabilidade na sua distribuição ao longo dos anos. Denota-se, em 2013, uma maior probabilidade de ocorrência concentrada na zona sul do país o que poderá explicar o facto de não se terem registado avistamentos durante este trabalho. Por alguma razão (por exemplo, disponibilidade de presas), esta espécie parecia utilizar mais a zona sul do país no período de estudo. No que se refere ao Golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*), este é descrito como uma espécie oceânica que utiliza águas mais profundas, para fora da plataforma continental (Goetz *et al.*, 2014 (a)). De facto, o Golfinho-riscado foi registado como a espécie mais abundante nos censos oceânicos realizados em 2011 (tabela III) de acordo com Santos *et al.* (2012) e Araújo *et al.* (2014). Assim estas podem ser as razões pelas quais não foi possível a observação de Roaz e Golfinho-riscado nos períodos de observações realizados no cabo Mondego.

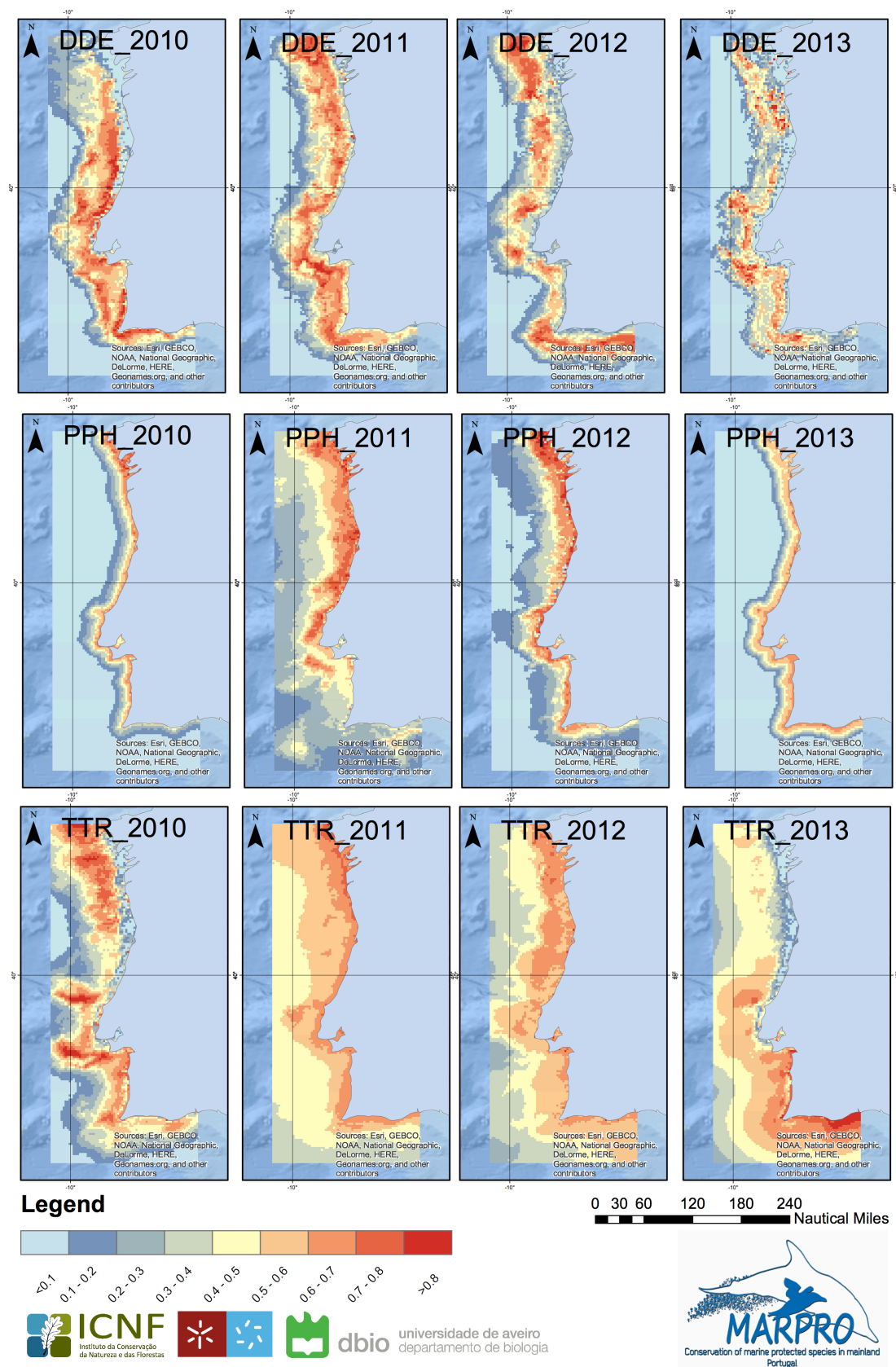


Figura 19 – Modelos do MaxEnt para Golfinho-comum (DDE), Boto (PPH) e Roaz (TTR) para os 4 anos de campanhas aéreas, mostrando as áreas de maior probabilidade de ocorrência das espécies de cetáceos com hábitos mais costeiros (extraído de Araújo *et al.*, 2014).

### Ocorrência mensal

A ocorrência mensal de Botos obtida neste estudo difere da verificada por Ferreira (2000) na mesma zona. No presente estudo existe um decréscimo da taxa de avistamento de Boto em Abril, Maio e Junho enquanto que Ferreira (2000) relata uma diminuição somente a partir de Maio. A mesma autora relata um novo aumento de observações de Boto em Julho (o que no presente estudo não se verifica), uma diminuição em Agosto voltando a aumentar somente em Novembro. No presente estudo, não ocorreu qualquer registo de observações de Boto desde Julho até setembro, mês a partir do qual ocorre um aumento considerável da taxa de avistamento desta espécie. Comparando os dois estudos, no presente trabalho existe uma diminuição da taxa de avistamento de Boto mais cedo, em Abril, assim como um aumento expressivo, em Outubro enquanto que Ferreira (2000) relata esse aumento apenas em Novembro. Um outro estudo realizado na Escócia (Dolman *et al.*, 2013) mostra uma maior densidade de Botos no Outono do que na Primavera, o que concorda parcialmente com os resultados relatados no presente estudo. Camphuysen (2004) relata dados históricos na costa holandesa que descreviam uma grande afluência dos Botos no Verão. O mesmo autor refere uma grande diminuição da abundância desta espécie depois da segunda guerra mundial seguida mais recentemente de um incremento, mas passando os Botos a ser conhecidos como visitantes de Inverno. O mesmo autor explica que esta variabilidade na abundância ao longo do ano pode estar relacionada com possíveis deslocamentos entre zonas mais costeiras e zonas mais afastadas da costa. Este autor refere também possíveis alterações na disponibilidade de presas como sendo a razão para as diferenças inter-anuais e dentro da mesma temporada. Uma outra razão, também suportada por Camphuysen (2004), poderá ser o declínio na disponibilidade das presas que pode provocar a mudança na distribuição do predador mesmo em espécies com uma dieta mista, tal como o Boto.

Analisando a taxa de avistamento de Boto em três épocas de acordo com o ciclo reprodutivo desta espécie, este revela uma maior taxa de avistamento no período pré-cria (Novembro a Fevereiro), o que poderá ser indicativo de um possível afastamento destes animais de locais perto de costa na altura de nascimento das crias (período cria) o que também poderá acontecer, de forma mais acentuada, na altura de reprodução (período pós-cria).

Assim, a diminuição mais acentuada em Abril, Maio e Junho poderá ser explicada pelo afastamento destes animais da costa para zonas mais afastadas, devido ao nascimento das crias já descrito nesse período (Ferreira, 2000). A ausência destes animais em Julho e Agosto na zona de estudo poderá dever-se a uma mudança na

distribuição das principais presas desta espécie (*Trisopterus* sp. *Liza* sp, *Trachurus* sp. e *Merluccius merluccius*, de acordo com Pereira, 2013) ou até mesmo uma possível escassez de alimento na zona. No entanto, no presente estudo esta possibilidade não foi avaliada pois não foi possível monitorizar o comportamento das presas.

No caso do Golfinho-comum, verificou-se a sua presença na zona do Cabo Mondego, entre Novembro e Março, sendo que nos restantes meses não foram registados avistamentos desta espécie, com a exceção de Julho em que foi registada a observação de um grupo de 30 indivíduos a cerca de 2 km da costa, voltando a não se registar qualquer avistamento até Novembro. Esta última fase encontra-se em concordância com um estudo nos Açores onde também as taxas de avistamento de Golfinho-comum revelaram ser significativamente mais baixas de Julho a Novembro (Silva *et al.*, 2014). Alterações sazonais de distribuição de Golfinho-comum têm sido relatadas no Atlântico, com deslocações mais para norte e para longe da costa no Verão. Uma das possíveis explicações para estas alterações sazonais poderá ser a ocorrência de mudanças na distribuição das presas (ICES, 2009).

Segundo Silva *et al.* (2014), o afastamento do Golfinho-comum nos Açores coincide com o curto período de ocorrência na região do Golfinho-pintado (*Stenella frontalis*), sendo que este último apresenta um número de registos de observação menor do que o Golfinho-comum. O mesmo é verificado por Freitas *et al.* (2004) na Madeira e por Moore (1953) na Florida onde não ocorreram registos de observação de Golfinho-comum no Verão mas ocorreram registos de Golfinho-pintado. Silva *et al.* (2014) defende que a sucessão destas duas espécies pode estar relacionada com o aquecimento das águas que por sua vez leva a uma mudança na distribuição das presas. No presente estudo, não foi possível observar nenhum exemplar de Golfinho-pintado o que poderá ser justificado pelo facto da sua ocorrência estar restrita a águas oceânicas e ocasionalmente em águas mais costeiras na zona sul de Portugal Continental (Santos *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2014). No entanto, o aquecimento das águas e a consequente mudança na distribuição das presas sugerida por Silva *et al.* (2014) poderá justificar as diferentes taxas de avistamento de Golfinho-comum verificadas ao longo do ano.

Uma outra possibilidade para explicar a variabilidade da ocorrência de Golfinho-comum na costa portuguesa é a associação entre a concentração de clorofila e a distribuição desta espécie já apresentada por Moura *et al.* (2012). A concentração de clorofila é conhecida por refletir uma alta incidência de peixes pelágicos (juvenis) (Solanki *et al.*, 2005; Zainuddin *et al.*, 2006). O Golfinho-comum é descrito como

predador de tais peixes pelágicos (Silva *et al.*, 1999; Pusineri *et al.*, 2007; Meynier *et al.*, 2008), sendo que em Portugal a presa mais importante é a sardinha (*Sardina pilchardus*) (A. Marçalo, dados não publicados). Por sua vez a sardinha, na costa portuguesa é conhecida por se alimentar maioritariamente das espécies de plâncton disponíveis (Garrido *et al.*, 2008). Também foi encontrada uma correlação entre a concentração de clorofila, o fitoplâncton presente no conteúdo estomacal da sardinha e a sua intensidade de alimentação (Garrido *et al.*, 2008), sugerindo que a distribuição desta espécie de peixe está relacionada com a concentração de clorofila. Outros estudos realizados em outros locais também correlacionaram a distribuição do golfinho-comum com a concentração de clorofila (Cañadas e Hammond, 2008) ou com o “upwelling” (Reilly, 1990; Fiedler e Reilly, 1994; Jefferson *et al.*, 2009). No presente estudo a medição da clorofila na água na área de estudo não foi possível e por essa razão não foi avaliado o efeito da variação da clorofila na presença do Golfinho-comum. No entanto, considerando os estudos mencionados anteriormente, a distribuição do Golfinho-comum pode estar relacionada com a redistribuição das presas, o que poderá ser a principal razão para as diferentes taxas de avistamento verificadas neste trabalho.

#### Ocorrência ao longo do dia

Os resultados obtidos neste estudo no que se refere à ocorrência de Botos ao longo do dia na costa portuguesa não se encontram em concordância com o de Ferreira (2000). Esta autora refere um pico da parte da manhã e um outro ao início da tarde, o que não se verifica no presente trabalho, em que se registou um aumento da taxa de avistamento de Botos ao longo do dia. Num outro estudo na Escócia, Dolman *et al.* (2013) também refere um aumento no início da manhã e outro no fim da tarde. No País de Gales, Alford (2006) mostra uma maior periodicidade de Botos durante a noite do que durante o dia, o que poderia estar relacionado com uma potencial procura de alimento no período noturno. No entanto, o mesmo autor refere que os padrões de comportamento de alimentação são altamente variáveis entre regiões. Evans (1996) defende que na Escócia os horários de maior observação de Botos em alimentação variam sazonalmente, com picos durante a manhã e ao fim da tarde nos meses de Verão e um pico à noite no Inverno.

Também os resultados obtidos para o Golfinho-comum não se encontram em concordância com os obtidos no estudo de Neumann (2001), em que há um pico de observações durante a manhã e decresce ao longo da tarde. Scott e Cattnach (1998) já relatam um maior número de observações de Golfinho-comum de manhã

até ao início da tarde, seguindo-se um decréscimo durante a tarde, o que pode concordar com o pico observado no presente estudo no início da tarde. Um outro estudo sobre Golfinho-comum recorrendo a aparelhos acústicos detetou um maior número de golfinhos durante o fim da tarde e noite que estaria relacionado com o comportamento de alimentação (Goold, 2000). Os resultados de Goold (2000), estão em concordância com os resultados do presente estudo, apesar da pequena diferença detetada (um pico observado durante o início da tarde seguido de um ligeiro aumento das observações ao longo do dia).

Com exceção do pico de avistamentos de Golfinho-comum entre as 12-14h, o que não se verifica no Boto, estas duas espécies apresentam um padrão semelhante na ocorrência ao longo do dia, em concordância com outros estudos (Scott e Cattnach, 1998; Goold, 2000). A redistribuição das presas poderá ser a principal fator que determina a ocorrência destes mamíferos marinhos ao longo do dia na área do Cabo Mondego. Contudo, não é possível verificar esta relação neste estudo, por não ter sido estudado o comportamento das presas.

#### Comportamento dos cetáceos na zona do cabo Mondego

Em todas as observações registadas de Boto, este foi sempre avistado junto da costa tal como no estudo de Ferreira (2000). O comportamento mais observado para esta espécie foi “alimentação”, comportamento este que é notado pela natação rápida e pelas várias mudanças de direção dos animais permanecendo numa pequena área. Salienta-se que em alguns avistamentos os animais se encontravam relativamente perto de redes de pesca aboiadas, exibindo o comportamento de alimentação, o que poderá indicar que talvez estes animais se aproximem da rede em busca de alimento, conforme já relatado em Ferreira (2000).

Os Golfinhos-comuns foram observados junto de costa apenas uma vez (cerca de 250/500 m) o que se poderá dever às condições ambientais favoráveis que se faziam sentir nesse dia (1 escala Beaufort e 2 Douglas, com uma boa visibilidade). A sua observação mais próxima de costa pode também estar relacionada com a procura de alimento, visto que os golfinhos exibiam comportamento de alimentação (3 a 4 mergulhos à superfície e um profundo). Contudo, e como já referido, neste estudo não foi possível seguir o comportamento das presas, assim não se poderá inferir sobre a relação entre as deslocações destes animais e a redistribuição das presas. As restantes observações desta espécie foram feitas mais ao largo (variando entre 1000 e 3000 m de distância da costa) e o comportamento “alimentação” foi também o mais frequente.

O comportamento “alimentação” foi o mais observado em ambas as espécies, indicando que a zona do Cabo Mondego é uma zona de alimentação importante para pequenos cetáceos. No caso de Boto, tal situação poderá estar associada à forte ocorrência de espécies de presas dominantes na sua dieta, tais como *Trisopterus* sp., *Liza* sp, *Trachurus* sp. e *Merluccius merluccius* (Pereira, 2013), enquanto que a ocorrência de pequenos pelágicos poderá ser o fator determinante na variação da presença de Golfinho-comum (A. Marçalo, comunicação pessoal).

#### Influência do estado do mar na taxa de avistamento

As condições ambientais podem afetar a detetabilidade de cetáceos . O estado do mar e do vento (que afeta o estado do mar) poderão influenciar o número de observações de cetáceos (Evans e Hammond, 2004). Assim, quando a velocidade do vento aumenta o estado do mar também aumenta (Ijsseldijk, 2013). Os chamados “carneiros” ou “white caps” visíveis na parte superior das ondas reduzem significativamente a detecção de cetáceos, afetando principalmente o Boto, visto que é bastante “discreto” e solitário na maior parte das vezes. No entanto, para além do vento outras variáveis afetam a detecção destes animais tal como a altura da onda (Evans e Hammond, 2004).

Os dados obtidos neste estudo relativos ao estado do mar na escala de Beaufort encontram-se em concordância com vários outros estudos que defendem uma menor detetabilidade ou taxa de avistamento de Botos à medida que aumenta a escala do estado do mar (Ferreira, 2000; Barlow, 1988; Palka, 1996; Booth, 2013, 2013; Evans e Hammond, 2004; Piperpoint e Allan, 2000; Dolman *et al.*, 2013; Jones *et al.*, 2014).

As taxas de avistamento de Golfinho-comum são também influenciadas negativamente pela força do vento, tal como relatado por outros estudos (Forney, 2000; Piperpoint e Allan, 2000; Pierce *et al.*, 2010).

Considerando o estado do mar em termos da escala de Douglas, neste trabalho verificou-se uma diminuição (embora sem diferenças significativas) na taxa de avistamento das duas espécies detetadas à medida que a escala do estado do mar aumenta. Este resultado está em concordância com um estudo sobre baleias-piloto, que descreve uma taxa de avistamento superior com a escala de Douglas mais baixa, ainda que as diferenças não sejam significativas (Cañadas e Sagarminaga, 2000).

#### Influência do tráfego naval na taxa de avistamento

Os dados obtidos neste estudo mostram que há uma diminuição dos navios de pesca ao longo do dia, enquanto que a taxa de avistamento de Boto aumenta. Estes



resultados poderão indicar uma possível relação entre a taxa de avistamento de Botos e a quantidade de navios de pesca presentes na área de observação. Este fato poderá também justificar as diferenças observadas entre o presente estudo e o trabalho de Ferreira (2000). O estudo de Schimidt e Hussel (1993) relata um afastamento dos Botos relativo a embarcações. Também o estudo de Koschinski (2006) indica que os Botos são bastante suscetíveis à perturbação provocada pelas embarcações com motor. De facto, segundo Koschinski (2006) os Botos reagem de maneiras diferentes a vários tipos de navios, podendo ser atraídos por veleiros mas evitam barcos de motor, com velocidade rápida e que mudem de direção.

No caso dos Golfinhos-comuns, foram observados duas vezes cerca de 14 exemplares a afastarem-se de embarcações de pesca, enquanto exibiam o comportamento de alimentação. No entanto, num outro período de observação, foram avistados cerca de 28 exemplares a serem atraídos pelo navio, mas estes não aparentavam estar em alimentação. Assim os Golfinhos-comuns parecem não reagir da mesma forma que os Botos à presença de navios. Este resultado está em concordância com os estudos de Nowacek *et al.* (2001) e Lemon *et al.* (2006), que também descrevem o Boto como tendo uma maior reação adversa do que os golfinhos. Neumann e Orams (2005) referem uma mudança no tipo de comportamento dos Golfinhos-comuns quando há aproximação de um navio, sendo que o comportamento de “evitar” ou não o navio parece depender do tamanho do grupo, sendo que maiores grupos não evitam o navio. De facto, os golfinhos formam grupos não só como estratégia de alimentação mas também para proteção contra predadores e outras possíveis ameaças.

Assim o tráfego associado à passagem de navios na zona do Cabo Mondego ou a sua maior permanência (no caso de embarcações de pesca) parece afetar a taxa de avistamento de ambas as espécies, sendo que o Boto parece ser mais sensível que o Golfinho-comum, que por vezes é relatado a acompanhar a embarcação. Se considerarmos que a decisão de acompanhar ou evitar o navio depende do tamanho do grupo, o facto de o Boto não ser tão “sociável” e não formar grandes grupos coesos (como no caso do Golfinho-comum) pode contribuir para o seu comportamento de “fuga” mais evidenciado.

#### Influencia das marés na taxa de observação

Os resultados obtidos evidenciam que os diferentes tipos de marés influenciam a taxa de avistamento de Boto, em concordância com outros estudos que sugerem uma movimentação de pequenos cetáceos associados às marés (Johnston *et al.*, 2005, Ijsseldijk, 2013, Marubini *et al.*, 2009, Evans *et al.*, 1996, Mendes *et al.*, 2002;

Hall, 2011). Os resultados demonstram que a taxa de avistamento de Boto é superior no pico da maré cheia, sendo susceptível de refletir alterações na redistribuição das presas. De notar que a maré cheia poderá tornar o o avistamento de cetáceos mais fácil, uma vez que os animais poderão usar zonas mais próximas da costa e porque durante a maré cheia o estado do mar tende a ser mais calmo e por isso mais favorável às observações. Em concordância com a hipótese sugerida por Marubini *et al.* (2009), a mudança de regimes de marés poderá influenciar o comportamento dos Botos que, por sua vez, influencia a detetabilidade dos animais por parte do observador. De facto, diferentes comportamentos à superfície podem facilitar ou dificultar a sua detecção pelos observadores.

Também no caso do Golfinho-comum, a taxa de avistamento é superior na maré cheia. A presença e a movimentação de golfinhos já tinha sido relacionada com o ciclo da marés (Thompson *et al.*, 2000; Mendes *et al.*, 2002). Além disso, um estudo conduzido por Acevedo e Wursig (1991) também sugere uma influência das marés não só na deslocação de golfinhos mas também nos padrões de movimento das presas.

Os resultados do presente estudo corroboram uma possível associação entre a ocorrência de golfinhos e os ciclos de maré, mas as razões para esta associação ainda não são bem claras, podendo resultar de uma provável influência da distribuição das presas no uso de espaço observado por parte dos golfinhos.

#### Co-ocorrência de espécies

No presente estudo, o número de Botos observados é muito superior na ausência de Golfinho-comum. Por outro lado, o número de Golfinhos-comuns é maior na presença de Botos. Assim, os resultados obtidos neste trabalho encontram-se em concordância com Ross e Wilson (1996), que descrevem as interações Roaz-Boto como sendo assimétricas. No estudo com Roazes (*Tursiops truncatus*), os mesmos autores verificaram que em todas as observações de Boto, este tentava afastar-se dos outros golfinhos. O Golfinho-comum parece ter o comportamento oposto. De facto, avistamentos mistos de grupos de boto com golfinho-comum têm sido já documentados (Frantzis e Herding, 2002).

## Conclusão

A área do cabo Mondego parece ser uma zona de alimentação bastante importante para as duas espécies de cetáceos observada neste trabalho, visto que o comportamento mais observado foi o de “Alimentação”. Com isto a redistribuição das presas ou a possível falta delas, parecem ser os motivos mais apontados, por vários autores, para explicar a variabilidade dos avistamentos destas duas espécies. Com este trabalho não foi possível confirmar esta hipótese uma vez que não se monitorizaram as presas.

Um outro fator que também mostrou influenciar a taxa de avistamento de cetáceos na zona do cabo Mondego foi o tráfego marítimo. O Boto parece ser afetado pela quantidade de navios presente na área, diminuindo a taxa de avistamento com o aumento do tráfego naval. Já o Golfinho-comum parece ser influenciado pela quantidade de navios presentes na área mas dependendo do tamanho do grupo, o que fundamenta a ideia de Neumann e Orams (2005) que refere a formação de grupos maiores não só como estratégia de alimentação mas também para proteção contra predadores e outras possíveis ameaças.

Uma vez que há várias variáveis que podem provocar mudanças constantes nos sistemas marinhos, a monitorização das espécies de cetáceos é bastante importante não só para estabelecer objetivos de conservação adequados mas também para avaliar/mitigar impactos antropogénicos e medir a eficácia de planos de gestão.

Uma monitorização através de observações a partir de pontos de costa para além de fornecer uma boa relação custo-eficácia pode providenciar informações importantes para o estabelecimento de tais estratégias de gestão e conservação.

Assim, sugere-se uma monitorização, a longo prazo, a partir de vários pontos distribuídos ao longo da costa Portuguesa. Sendo que o estado do mar relativo à escala de Beaufort parece ser um fator bastante importante na detecção das espécies, a seleção dos dias para censos de cetáceos deve basear-se preferencialmente no estado do mar, com preferência por dias de mar mais calmos (escala de Beaufort igual ou inferior a 3). Recomenda-se ainda a realização de um esforço mínimo de 1 hora por ponto por mês e um seguimento dos animais observados por forma a avaliar e contabilizar as suas atividades.

## Capitulo III

---

# Ensaio de medidas de mitigação em redes de tresmalho

## Metodologia

### Frota de pesca a monitorizar

A frota de pesca polivalente com redes fundeadas foi selecionada para esta monitorização por ser uma arte que apresenta elevadas taxas de captura accidental, de acordo com inquéritos realizados em 2010 e 2012 em que foram declaradas pelos pescadores 816 capturas acidentais (Vingada *et al.*, 2012).

A monitorização incidiu sobre redes de tresmalho, não só por estarem descritas como uma das principais artes de pesca utilizadas em Portugal (Martín, 2011) mas também por serem relatadas como a causa de capturas acidentais de cetáceos mais costeiros (Vingada *et al.*, 2012). As redes de tresmalho são artes de pesca de tipo passivo compostas por um conjunto de panos de rede atados entre si de topo-a-topo e entalhados superiormente e inferiormente em dois cabos. As artes de pesca de tresmalho (*métiers* GTR) são compostas por dois a três panos justapostos, sendo o pano central (ou *miúdo*) de malhagem mais pequena e os panos laterais (as *alvitanas*) de malhagem superior. Geralmente, é difícil individualizar os panos de rede que constituem um aparelho de redes de emalhar ou tresmalho (ou *caçada*). Nos aparelhos de maior comprimento, os panos de rede apresentam-se frequentemente agrupados em conjuntos (as *caças* ou *segmentos*) separados entre si por alguns metros de cabo (Prista *et al.* 2012).

### Arte de pesca

No presente trabalho foram monitorizadas redes de tresmalho de três panos fundeadas dirigidas a peixes demersais. Em cada um dos barcos monitorizados as redes variavam de tamanho entre 0,5 milhas e 2 milhas de comprimento. As redes usadas tinham as seguintes características:

- Tipo de material: nylon de monofilamento com cor verde
- Espessura do cabo no miúdo: 0,45 mm
- Espessura do cabo nas alvitanas: 0,45 mm
- Malha no miúdo (pano central) entre 80 e 120 mm
- Mmalha nas alvitanas entre 600 e 800 mm

As redes de tresmalho usadas foram construídos quer por empresas comerciais ou pelos pescadores envolvidos na monitorização de capturas acidentais.

Os pingers (FUMUNDA F10 e F70) foram colocados a cada 100 metros no cabo

superior da rede, preferencialmente na proximidade de uma ou duas bóias de flutuação (figura 1).

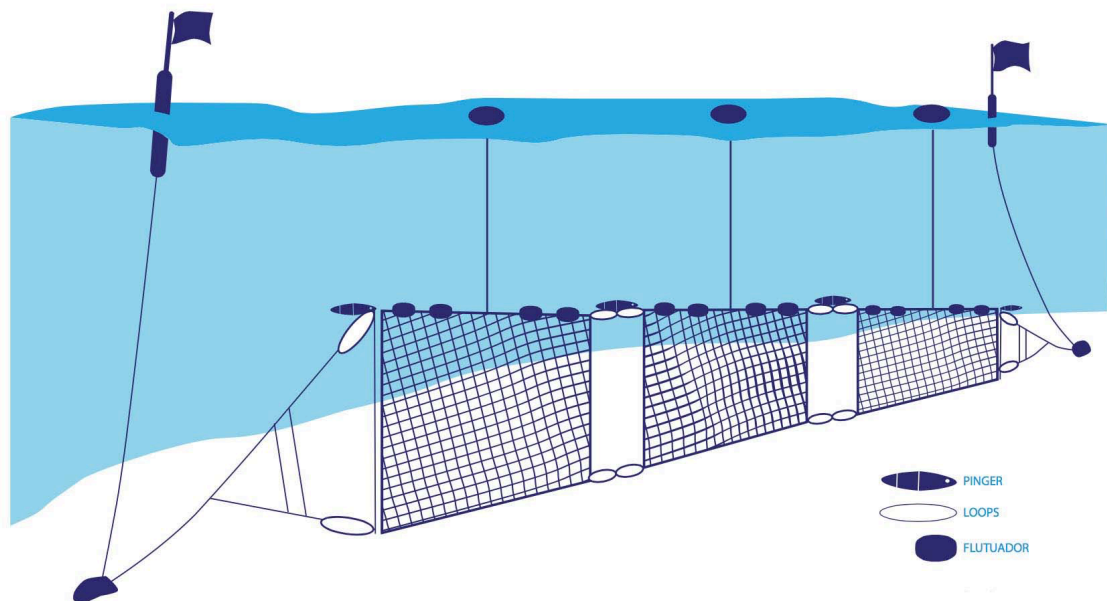


Figura 1-Esquema representativo da colocação de pingers nas redes (os pingers deverão ser colocados a cada 100 metros) (Imagem retirada de Vingada *et al.*, 2011).

A fixação dos pingers ao cabo seguiu as recomendações de fixação apresentadas pelo produtor (figura 2). A disposição inicial dos pingers baseou-se no intercalar de um F10 com um F70. No entanto, à medida que ocorriam danos das redes ou nos pingers, a sua disposição foi sendo alterada durante a manutenção das redes, deixando de seguir a regra inicial.

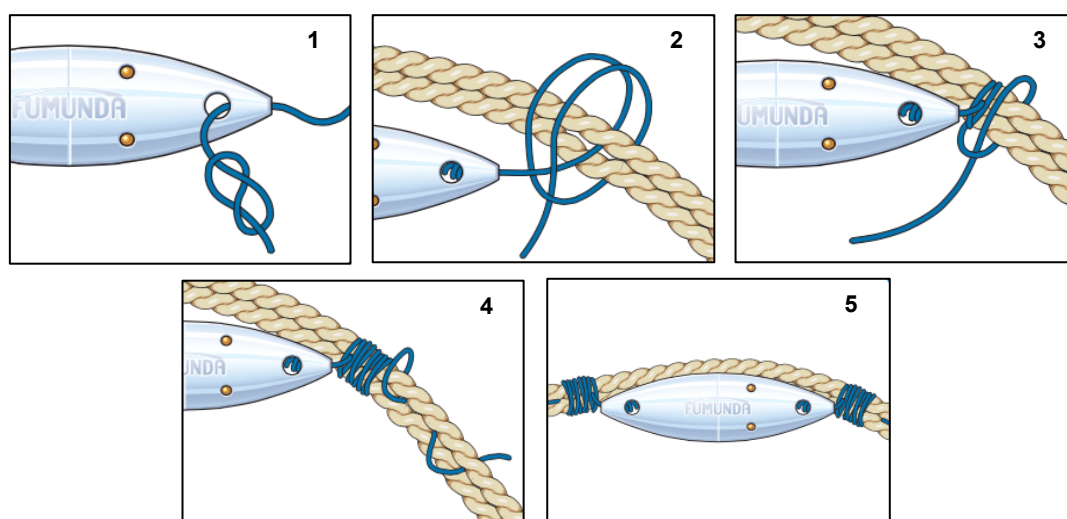


Figura 2- Esquema representativo de como fixar os pingers ao cabo da rede.

Estas redes foram essencialmente colocadas entre os 50 e os 300 metros de profundidade (92,7 % dos eventos de pesca monitorizados), sendo que por vezes foram usadas mais próximo de costa entre os 20 e os 50 metros de profundidade (7,3 % dos eventos de pesca monitorizados).



Figura 3- Pingers colocados nas redes de pesca durante o ensaio

### Desenho Experimental

Inicialmente estava prevista a implementação de um desenho de amostragem baseado em "double-blind trials", com redes usando pingers ativos, redes com pingers inativos ("dummies") e redes controlo sem pingers. Contudo, devido ao custo dos pingers e devido à elevada quantidade de pingers inativos que seriam aplicados, optou-se por fazer os ensaios apenas com redes ativas e com redes controlo, de forma a podermos monitorizar o máximo número possível de redes com pingers ativos.

Em cada embarcação foi colocada uma rede com pingers, podendo haver entre 1 a 3 redes adicionais sem pingers que foram usadas como controlo.

### Esforço mínimo a alcançar

O principal objetivo do ensaio foi avaliar se o uso de pingers poderia resultar numa redução significativa da captura de pequenos cetáceos costeiros. Larsen (1999) assumiu que uma redução estatisticamente significativa corresponde a uma redução de mortalidade de pelo menos 50%, determinado com uma probabilidade



de 0,95. O mesmo autor sugere, com base em trabalhos anteriores relacionados com a análise de taxas de capturas acidentais, que para a frota Dinamarquesa de redes de tresmalho deveria ser implementado um esforço total de cerca de 1 000 km de redes, distribuídos igualmente ao grupo de tratamento (redes com pingers) e ao grupo controle (redes sem pingers). Esta frota é constituída por aproximadamente 110 embarcações o que corresponde a um esforço de monitorização de 100 km de redes por barco.

A frota Dinamarquesa é essencialmente uma frota de redes de emalhar. No caso Português ainda não é possível estimar o esforço real implementado pelas artes de tresmalho na frota polivalente. Assim, não é possível ter uma noção correta do esforço mínimo a implementar para monitorizar captura acidentais. No relatório MarPro (Vingada *et al.* 2012), com base em dados cedidos pela DGRM (Direção Geral dos Recursos Naturais), estimou-se que a nível nacional em 2010 havia 318 embarcações acima dos 12 metros enquanto que em 2011 o número foi de apenas 299 embarcações (Vingada *et al.*, 2012).

#### Embarcações envolvidas

A frota de pesca com redes de tresmalho entre Peniche e Caminha é constituída por 190 embarcações acima dos 12 metros. A nível nacional para 2013, a frota é de 275 embarcações (dados fornecidos pela DGPM).

Os principais critérios de seleção dos 7 navios foram:

- O uso de redes de tresmalho similares em áreas de pesca entre Sesimbra e o Rio Minho
- Embarcações de tamanho similar entre 13 e 15 metros
- Disponibilidade dos mestres para usar os dispositivos acústicos e aceitar observadores a bordo.

Ao mesmo tempo foi pedido aos mestres para registarem dados adicionais de capturas acidentais aquando da ausência do observador (log-books voluntários), cujos resultados não fazem parte do presente trabalho e serão analisados posteriormente.

#### Recolha de dados

No presente trabalho os dados analisados foram recolhidos por observadores a bordo. Os observadores registaram informação sobre a posição das redes, o esforço de pesca, tempo de permanência das redes (quando possível), interação de cetáceos com as operações de pesca, captura de cetáceos e recolha de informação sobre os animais capturados. Sendo que interação não implica captura e somente é



considerada quando há uma aproximação dos animais que demonstrem, de alguma forma, interesse pela arte de pesca. Por vezes a recolha de informação sobre os cetáceos capturados não foi possível, por vários motivos. Por exemplo, não foi possível recolher informação sobre os cetáceos se durante a alagem e na aproximação ao alador o animal caiu à água, se a rede quebrou devido ao peso do animal ou se o animal deixou de ficar emaranhado (quando estava preso apenas pelo bico ou pelas barbatas dorsais).

A manutenção de pingers ou redes ficou a cargo dos pescadores, sendo que o observador apenas ficou responsável por fornecer pingers de substituição.

### Pingers utilizados

Os pingers usados na experiência foram produzidos pela FUMUNDA, tendo-se usado os modelos F10 e F70. O modelo F10 foi inicialmente desenvolvido de forma a cumprir os requisitos legais para a mitigação de capturas acidentais de boto. Estes pingers apresentam uma forma bi-cónica com um comprimento de 152,4 mm e uma largura de 44,5 mm, sendo que o invólucro exterior é constituído por um copolímero resistente. Os pingers são ativados em contato com a água devido a um interruptor electrónico. O peso no ar é de 210 gramas, sendo que dentro de água tem flutuabilidade nula. A frequência operacional é de 10 kHz com um nível de pressão sonora de 132 dB (+/- 4 dB), com uma frequência de emissão a cada 4 segundos e duração da emissão de 300 ms. O modelo F70 foi desenvolvido posteriormente, sendo mais direccionado para a mitigação de capturas de delfínideos. A dimensão e o peso deste pinger são iguais às do F10, no entanto a frequência operacional é de 70 kHz com um nível de pressão sonora de 145 dB (+/- 4 dB), com uma frequência de emissão a cada 4 segundos e duração da emissão de 300 ms.

### Análise de dados

No presente capítulo apenas será analisado o efeito dos pingers em relação ao número de interações entre cetáceos e a arte de pesca, número de capturas de cetáceos, número de cetáceos mortos e efeitos dos pingers sobre a captura de pescado, traduzido em CPUE (captura por unidade de esforço). Como o tempo de permanência das redes no mar foi difícil de estimar (por vezes a rede era posta no dia antes do embarque do observador e não havia o registo exato da hora) os valores de CPUE foram calculados em função do tamanho da rede, tendo como base o peso das capturas dividido pelo comprimento da rede.

CPUE= Capturas (Kg)/Comprimento da rede (m)

As análises estatísticas basearam-se em duas abordagens distintas: uma baseada na quantificação de informação por interação e outra baseada na quantificação das interações em termos de indivíduos ou quantidades de pescado.

Na primeira abordagem em termos de análise estatística, para a interação com cetáceos ou capturas acidentais foi considerada uma Distribuição de Bernouille. Em probabilidade e estatística, uma Distribuição de Bernoulli corresponde a uma sequência finita ou infinita de variáveis aleatórias binárias, por isso é um processo estocástico de tempo discreto que leva apenas a dois valores: 0 ou 1. No presente trabalho, para cada unidade de amostragem (definidas como redes individuais) foi atribuído o valor 1 se houve uma interação ou captura accidental, ou 0 se não houve capturas acessórias na rede. Posteriormente, usou-se o teste de Fisher para verificar se os dois grupos apresentam diferenças significativas.

Em relação aos valores de CPUE, número de indivíduos em interação, número de indivíduos capturados e número de indivíduos mortos, as comparações estatísticas basearam-se no teste não paramétrico de Mann-Whitney, uma vez que os dados recolhidos não apresentavam uma distribuição normal, mesmo após transformação. Todas as análises foram efetuadas no programa GraphPad Prism 5.01c.

## Resultados

Para o presente trabalho e durante os anos de 2011 e 2012 foram efectuados 163 embarques onde foram monitorizados 352 eventos de pesca com redes de tresmalho, sendo que 156 eventos envolveram redes controlo e 196 eventos envolveram redes com pinger. Este esforço correspondeu a uma monitorização de 145 km de redes controlo e 121,25 km de redes com pingers.

### Efeito dos pingers na captura da espécie alvo

Num total de 352 eventos monitorizados, os dados de CPUE revelaram valores de 0,017 na ausência de cetáceos e 0,020 na presença de cetáceos nas imediações das redes/embarcação de pesca.

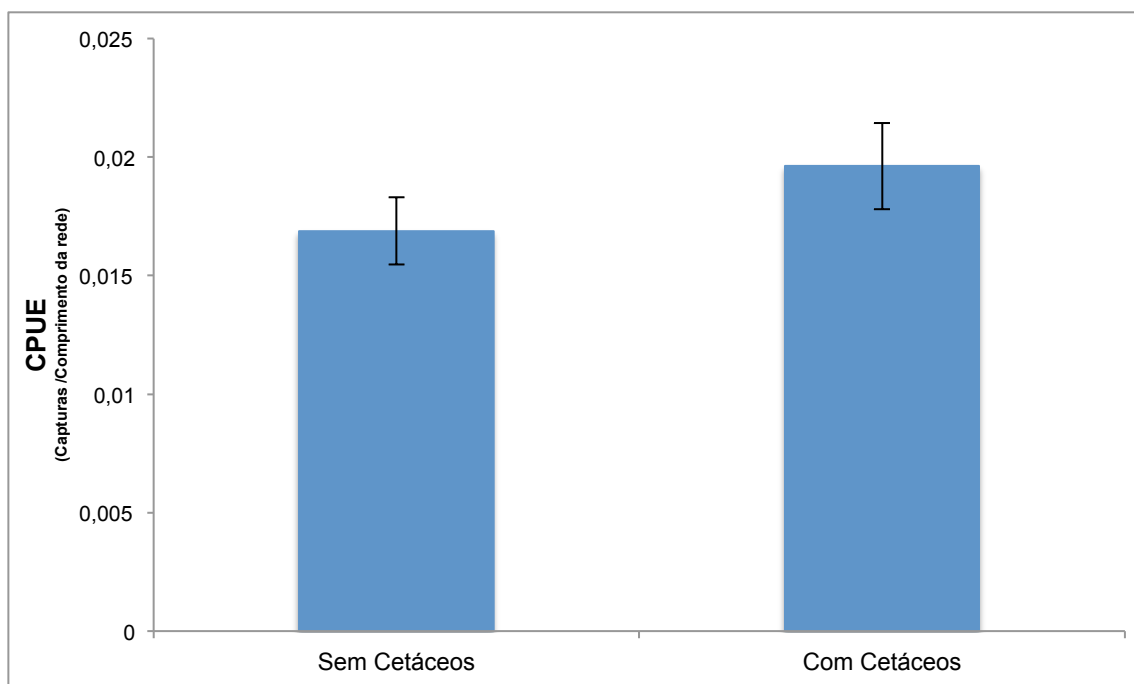


Figura 4- Valores médios ( $\pm$  SE) do CPUE obtido sem a observação de cetáceos (Sem Cetáceos) e com a observação de cetáceos (Com Cetáceos). CPUE, Capturas (Kg)/comprimento da rede (m)

Os valores de CPUE são significativamente mais elevados (Mann Whitney  $U=4176$ ,  $P=0,0107$ ) com a presença dos animais nas imediações da rede/embarcação (figura 4).

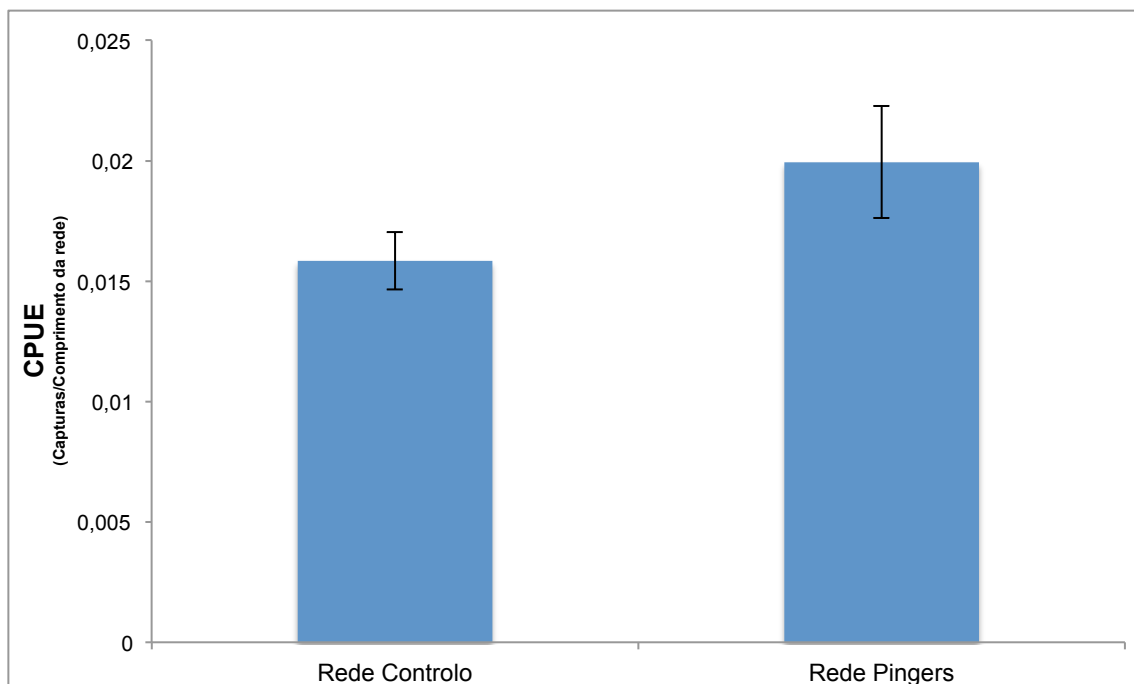


Figura 5- Valores médios ( $\pm$  SE) do CPUE obtido na rede controlo (sem pingers) e na rede com Pingers. CPUE, Capturas (Kg)/comprimento da rede (m).

Paralelamente, pretendeu-se também analisar os efeitos dos pingers nos valores de CPUE. Como se pode observar pela figura 5 o CPUE obtido apresenta valores superiores na rede com pingers e inferiores na rede controlo. No entanto, de acordo as análises estatísticas realizadas não existem diferenças estatisticamente significativas (Mann-Whitney  $U=6972$ ,  $P=0,131$ ).

#### Interações de cetáceos com redes de emalhar

Num total de 352 eventos de pesca (156 redes controlo e 196 redes com pingers) foram registadas 3 espécies de cetáceos a interagir com a arte de pesca. Em 61 eventos (32 redes controlo e 29 redes com pingers) foram observados cetáceos a interagir com as redes de pesca (figura 6). A espécie dominante nas interações foi o Golfinho-comum (96,7 % dos eventos com interação), sendo que as restantes interações ocorreram apenas uma vez, envolvendo uma interação de Roaz e uma interação de Baleia-piloto (ambos representando 1,65 % dos eventos com interação). Em 291 eventos de pesca não foram observados quaisquer interações com cetáceos.



Figura 6- Representação dos locais onde ocorreram eventos de pesca com interação (A e C) e sem interação (B e D) de cetáceos (escala: 1 cm  $\pm$  20,0 km). Os mapas C e D são uma representação em formato "Heat Map" (mapa de intensidades), em que o gradiente de cores (verde claro ao vermelho) representa as concentrações de eventos de pesca, sendo o vermelho correspondente às maiores concentrações.

Como se pode verificar pela figura 6, em quase todas as zonas onde o ensaio ocorreu houve interação dos cetáceos com as redes de pesca. Verifica-se uma maior intensidade de redes colocadas na zona de Viana do Castelo, Figueira da Foz e ao Largo de Peniche. No entanto, uma maior intensidade de interação de cetáceos com as redes é apenas observada ao largo da Figueira da Foz e Viana do Castelo e sendo menos intensa nas restantes áreas.

Num total de 61 eventos com interação, durante todo o ensaio o Golfinho-comum foi observado em 31 eventos quando a rede controlo estava a ser utilizada e em 28 eventos quando a rede utilizada estava equipada com pingers. A interação com Roaz ocorreu numa rede sem pingers, sendo que o animal ficou emaranhado mas rebentou a rede, enquanto que a interação com baleia-piloto ocorreu numa rede com pinger, tendo sido registado pelo observador que o animal em questão aproximou-se bastante de um pinger que já estava à superfície.

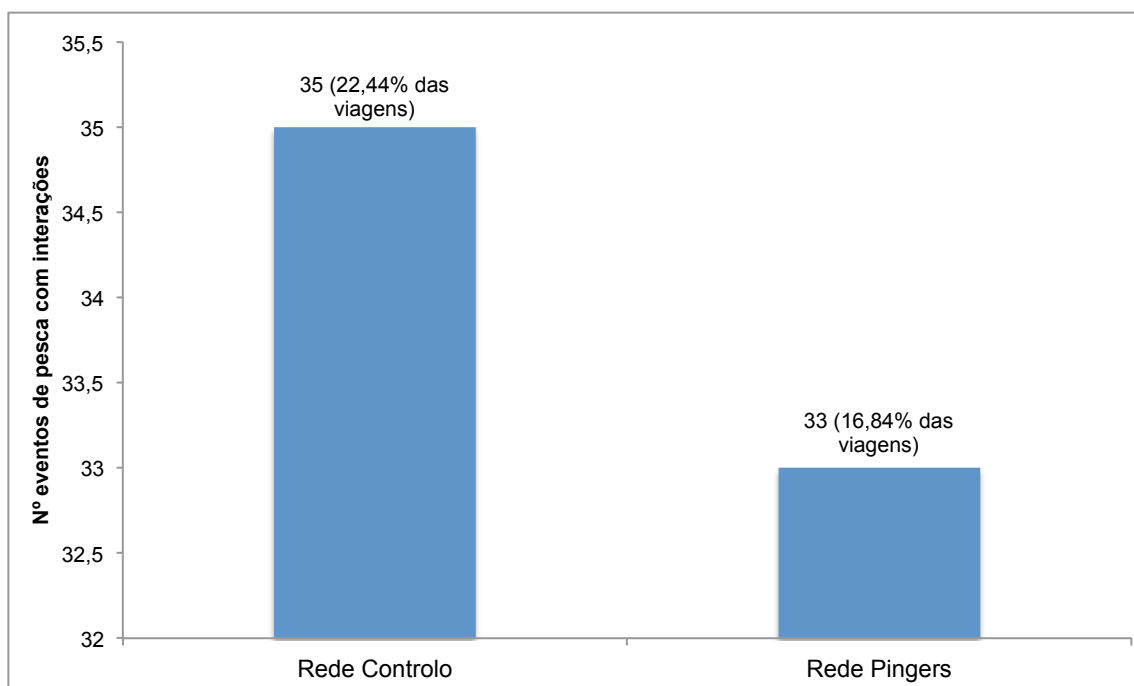


Figura 7- Número de eventos de pesca com interações de cetáceos na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

Comparando o número de eventos de pesca com interações com cetáceos (figura 7), observa-se uma redução no número de eventos com interação nas redes com pingers, apesar desta redução não ser estatisticamente significativa (Teste de Fisher,  $P=0,2214$ ). Na rede controlo foram observadas interações com cetáceos em cerca de 22,44% das viagens realizadas e na rede com pingers foram observadas interações com cetáceos em apenas 16,84% das viagens concretizadas.

À semelhança dos eventos de pesca com interação, a quantidade de golfinhos observados em interação também foi analisada (figura 8).

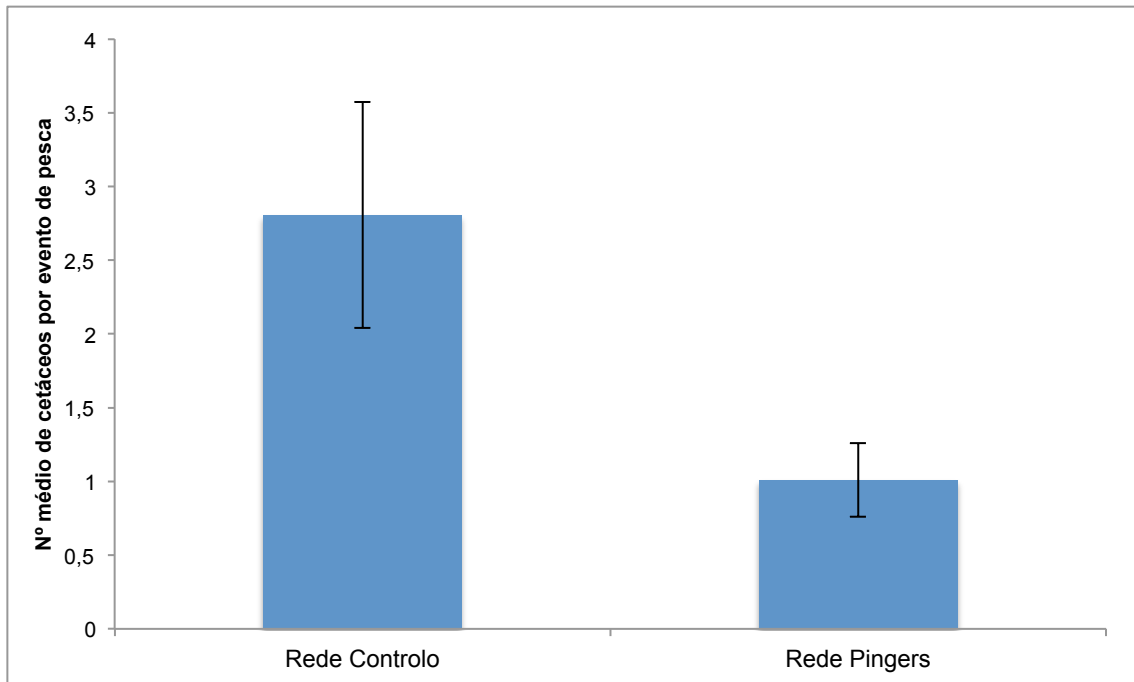


Figura 8- Valores médios ( $\pm$  SE) do número de cetáceos por evento de pesca na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

Analisando os mesmos resultados mas desta vez quantificando o número de animais observados em interação com as redes verifica-se que tal como à semelhança aos eventos de pesca com presença também a quantidade de cetáceos observados nas redes controlo foi superior (438 animais no total de 156 viagens) quando comparada com as redes equipada com pingers (196 animais observados no total de 196 viagens). Contudo, tal como na análise anterior foi possível averiguar que não há diferenças estatisticamente significativas (Mann-Whitney  $U=14364$ ,  $P=0,1941$ ) entre as duas redes de pesca.

Este resultado pode estar relacionado como o tamanho dos grupos, distribuídos pelas diferentes regiões amostradas (figura 9). Na verdade, os maiores grupos de cetáceos foram sistematicamente observados nas zonas com maior ocorrência de redes, especialmente nas zonas em Viana do Castelo e na zona da Figueira da Foz. Estes locais correspondem também às áreas onde se verificou mais eventos com interação (figuras 6 e 9). Na zona ao largo do Cabo Espichel, surge um grupo de tamanho médio (11-30 indivíduos) mas ao qual não foi associada nenhuma interação e na zona de Peniche, verificaram-se interações em zonas onde o número de grupos avistados foi mais reduzido.

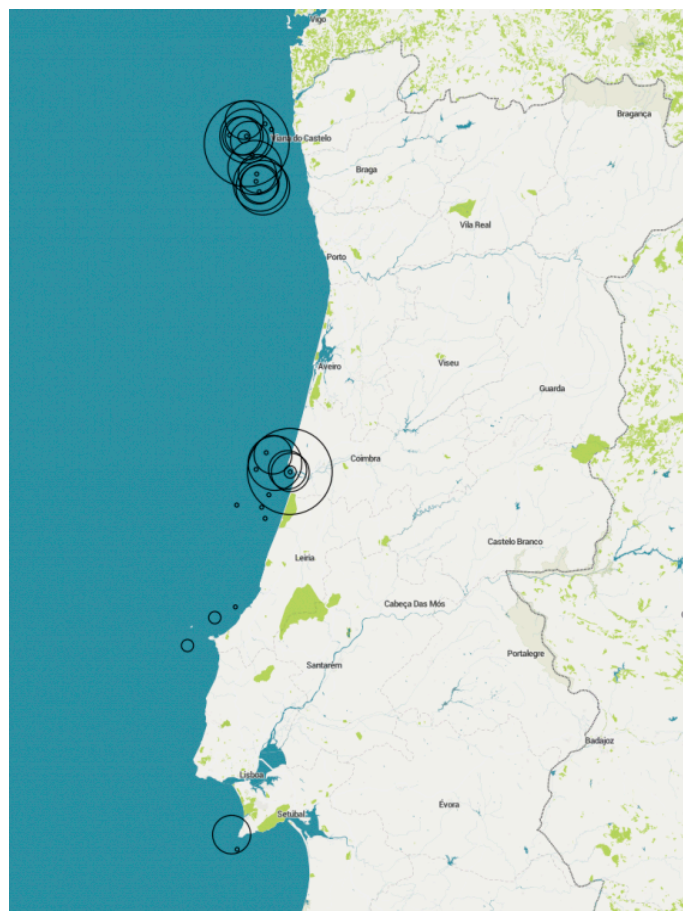


Figura 9- Classes do tamanho do grupo de cetáceos que apresentaram interação com as redes de pesca (escala: 1 cm  $\pm$  20,0 km).

### Captura e mortalidade

O Golfinho-comum foi capturado num total de 9 eventos de pesca quando a rede controlo foi utilizada e apenas em 2 eventos quando a rede com pingers foi colocada (ver figura 10). Um indivíduo de roaz foi capturado num evento de pesca numa rede controlo.



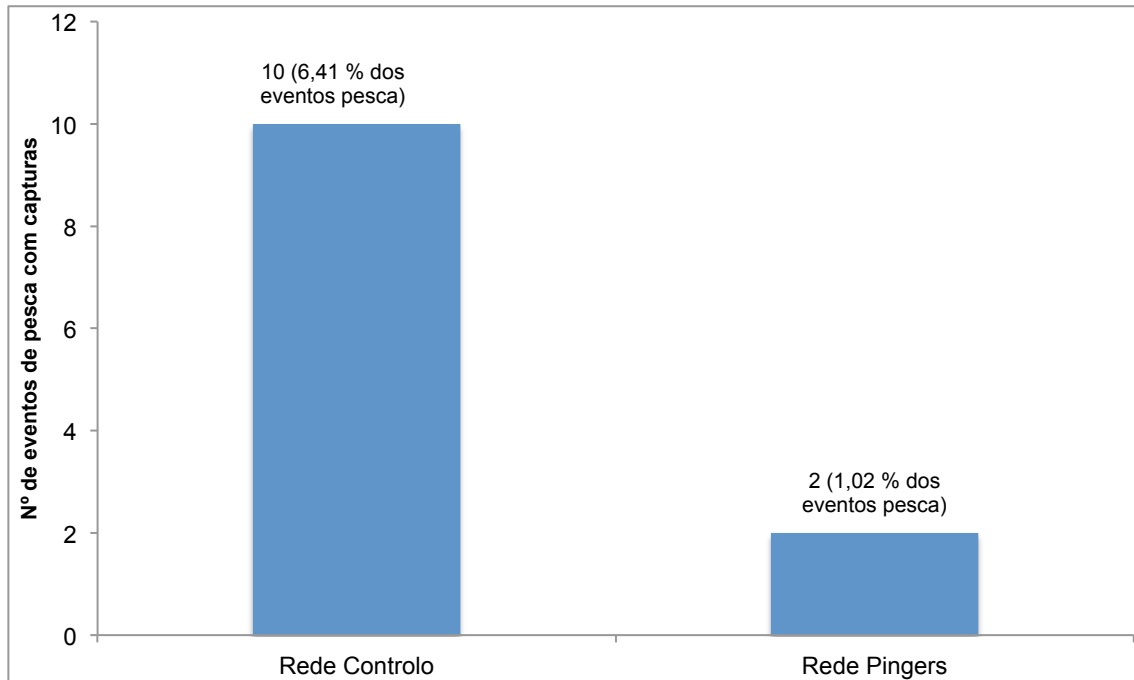


Figura 10- Número de eventos de pesca com capturas acidentais de cetáceos na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

Analisando o número de eventos de pesca com captura de cetáceos (figura 10) pode-se verificar que este é substancialmente maior nas redes controlo do que nas redes com pingers. Para as redes controlo, a percentagem de captura de cetáceos em eventos de pesca (6,41%) foi significativamente maior do que nas redes com pingers (1,02%) (Teste de Fisher  $P=0,0035$ ).

O número de animais capturados por evento de pesca também foi analisado. Num total de 12 eventos de pesca com capturas, 11 destes apresentaram uma captura por evento enquanto que apenas um resultou em duas capturas. Na rede controlo foram capturados 11 animais (num total de 156 viagens) e na rede com pingers apenas 2 animais (num total de 196 viagens) foram capturados acidentalmente.

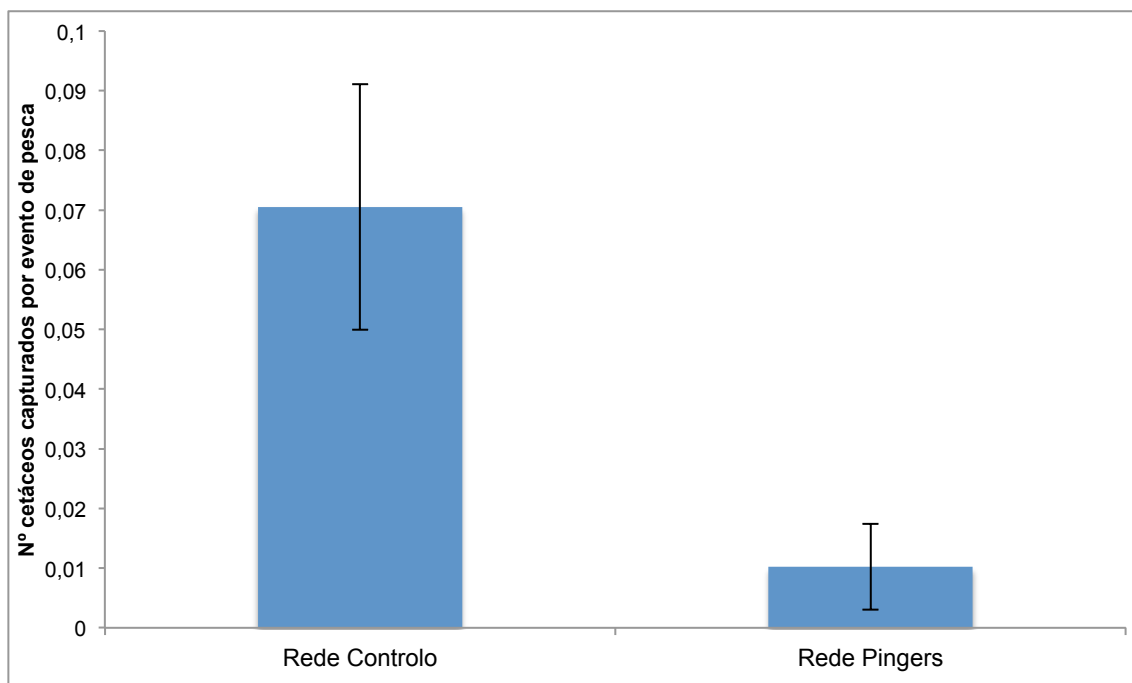


Figura 11- Valores médios ( $\pm$  SE) do número de cetáceos capturados por evento de pesca na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

Os resultados obtidos são similares aos da análise anterior podendo observar-se que o número de animais capturados acidentalmente por evento de pesca é significativamente maior (Mann-Whitney  $U = 14366$ ,  $P = 0,0029$ ) na rede controlo quando comparada com a rede equipada com pingers (figura 11).



Figura 12- Representação dos eventos de pesca com o total das capturas acidentais de cetáceos (Mapa A) e eventos de pesca com capturas de cetáceos mortos (Mapa B) (escala: 1 cm  $\pm$  20,0 km).

Pela análise da figura 12 pode concluir-se que em todas as áreas onde houve captura accidental também se verificou mortalidade de cetáceos nas redes de pesca. Durante este estudo apenas dois cetáceos foram capturados com vida nas redes de pesca, um na zona de Viana do Castelo e um outro da zona de São Pedro de Moel. Pode-se ainda concluir que as zonas onde se observam grupos maiores de Golfinho-comum (figura 9) coincidem com as zonas com uma maior quantidade de capturas, com a exceção da zona de Setúbal onde não se verificam capturas.

Num total de 12 eventos com captura, 10 resultaram na morte dos animais. com a utilização das redes controlo, 8 eventos registaram animais mortos e durante a utilização da rede com pingers apenas em dois eventos foi observada mortalidade dos animais capturados.

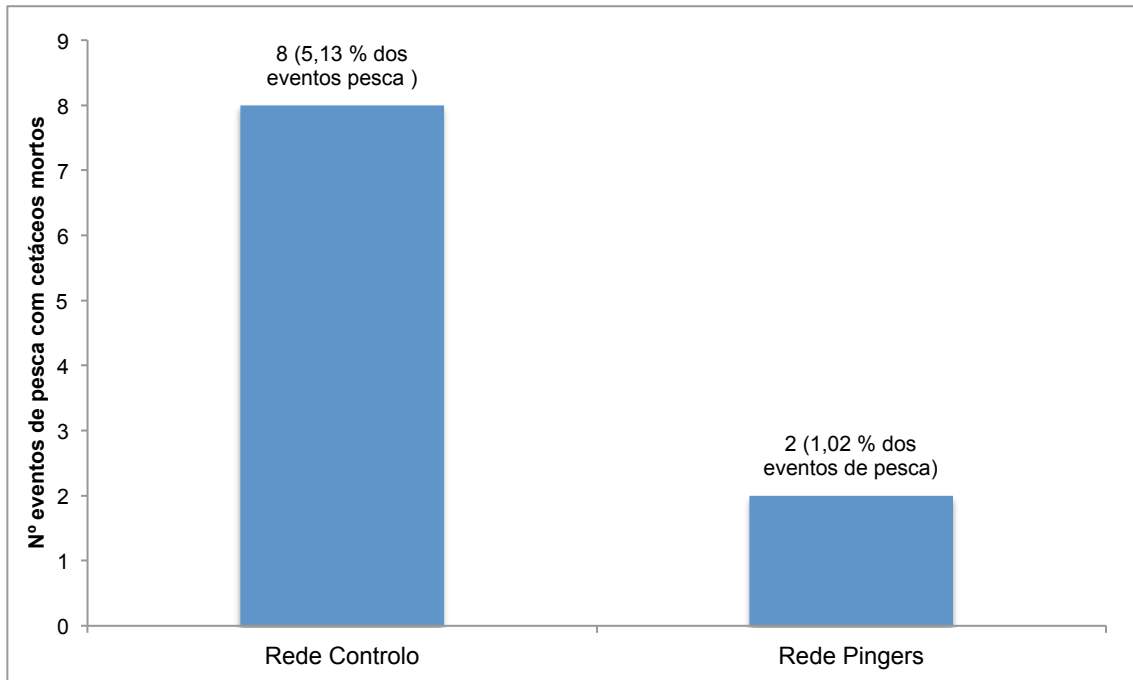


Figura 13- Número de eventos de pesca com cetáceos mortos na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

Analisando o número de eventos de pesca onde houve mortalidade de cetáceos (figura 13), há um maior número de eventos nas redes controlo em comparação com as redes com pingers. De facto, nas redes controlo a mortalidade foi significativamente mais elevada do que nas redes com pingers (Teste de Fisher  $P=0,0257$ ), tendo ocorrido em 5,13% dos eventos de pesca enquanto que as redes com pingers apenas revelam uma percentagem de eventos com cetáceos mortos de 1,02%.

O número de cetáceos mortos nas redes também foi analisado. Num total de 10 eventos com mortalidade, cada um deles apresentou um cetáceo morto. Dos 10 animais capturados, 8 morreram nas redes controlo e apenas dois nas redes com pingers. Tal como na análise referente ao número de eventos, também a quantidade de animais mortos foi superior nas redes controlo quando comparada com a rede equipada com pingers (Mann-Whitney  $U=14758$ ,  $P=0,0411$ ) (figura 14). Assim, é possível afirmar que a mortalidade de cetáceos diminui de forma significativa pela presença de pingers nas redes de pesca. A mortalidade passa de uma média de 0,051 animais mortos por evento de pesca nas redes controlo para apenas 0,010 animais mortos nas redes com pingers, o que corresponde a um decréscimo de  $\pm 80$  % na taxa de mortalidade por captura acidental nas redes com pingers.

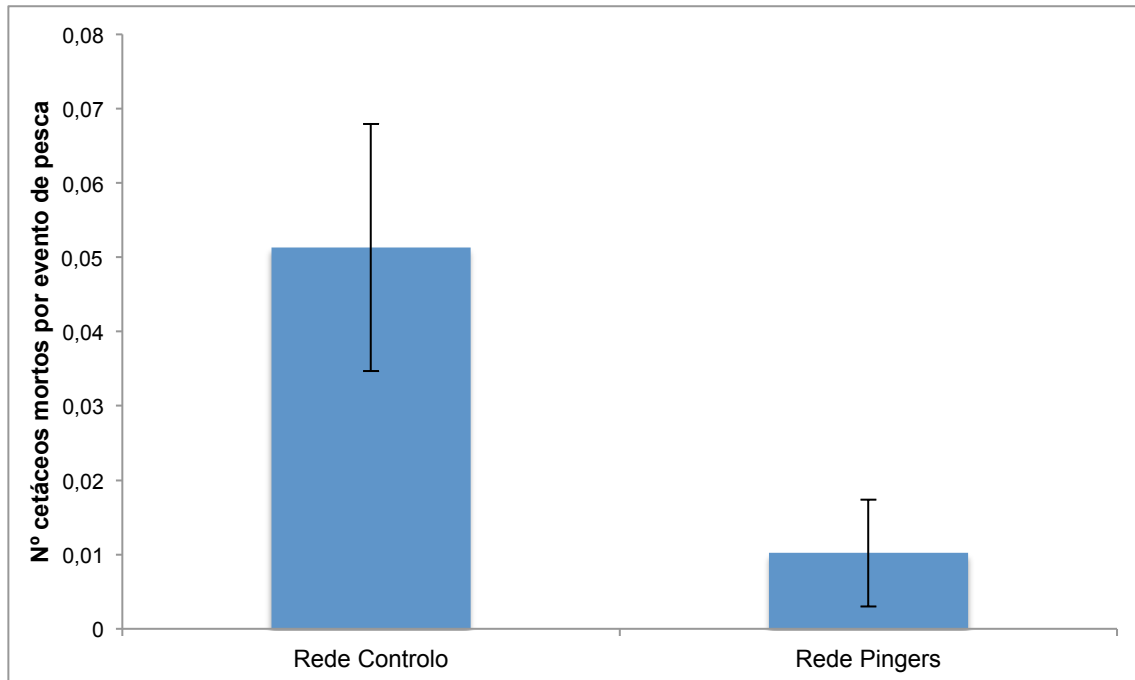


Figura 14- Valores médios ( $\pm$  SE) do número de cetáceos por evento de pesca na rede controlo (sem pingers) e na rede equipada com pingers.

## Discussão

### Influência dos cetáceos e pingers no valor de CPUE

No presente trabalho a espécie mais observada a interagir foi o Golfinho-comum, sendo que as duas restantes espécies observadas em interação com redes foram o Roaz e Baleia-piloto com apenas um avistamento por espécie. Os valores de CPUE são significativamente inferiores com a ausência de cetáceos nas imediações da rede/embarcação de pesca, pelo que a presença de cetáceos parece resultar num ligeiro incremento das capturas das espécies alvo. Este resultado surge em contradição ao reportado por Gazo *et al.* (2008) que referem a presença de golfinhos nas imediações da rede como sendo a causa do peixe se afastar da proximidade da rede. Um estudo realizado na Carolina do Norte com Roazes relata que o CPUE parece ser menor com a interação de cetáceos, traduzindo-se esta interação em depredação do peixe que se encontra na arte de pesca (Waples *et al.*, 2013). Outros estudos defendem que a interação de Roazes com redes de tresmalho resulta em danos nas próprias redes e também numa redução no valor de peixe capturado devido à mutilação ou remoção do peixe das redes de pesca por parte destes cetáceos (Gazo *et al.*, 2008; Bearzi, 2002). Contudo, durante o presente estudo e no que se refere ao Roaz, apenas foi registado um evento com interação, no qual o animal observado rasgou a rede escapando à captura accidental. Assim, o incremento de CPUE na presença de cetáceos poderá estar associado à menor observação de Roazes durante o estudo.

Goetz *et al.* (2013) referem que as interações poderão ser divididas em duas categorias: as positivas em que os cetáceos alertam para a presença de peixe e as negativas em que há depredação e/ou danos nas redes por parte dos cetáceos. Os mesmos autores referem ainda as interações de Golfinho-comum como sendo maioritariamente positivas enquanto que o Roaz é a espécie mais associada a redes danificadas (Goetz *et al.*, 2013). Buscaino *et al.* (2009) e Cox *et al.* (2003) declaram ainda que o Roaz interage frequentemente com redes de emalhar mas raramente ficam emaranhados. Contudo, no presente caso é importante referir que a maioria das interações envolveu o golfinho-comum tendo sido evidenciado que esta interação com as actividades de pesca é em geral positiva. De facto, esta espécie não parece levar a danos nas redes nem a predação de pescado e potencialmente poderá ser indicadora da ocorrência de maiores concentrações de pescado. Ao mesmo tempo, poderemos estar perante um processo de casualidade em que quer o pescador quer os cetáceos procuram zonas de maior abundância de recursos, resultando assim num valor significativamente maior de capturas-alvo (CPUE) com a

presença de cetáceos nas imediações das redes/embarcação de pesca. Estudos mais abrangentes e que decorram durante um maior período de tempo serão necessários para testar esta possível relação.

Em relação ao possível efeito dos pingers nas capturas alvo, os resultados mostraram que os pingers FUMUNDA usados durante este ensaio não afectam a captura de espécies alvo. Apesar dos valores das capturas serem ligeiramente mais elevados na rede com pingers ativos, essas alterações não resultam em diferenças estatísticas e por isso o CPUE não parece ser afectado de forma significativa pelo uso destes pingers nas redes de pesca. Estes resultados encontram-se em concordância com um estudo em Espanha onde testaram pingers FUMUNDA em redes de emalhar dirigidas à cavala (Read e Waples 2009). Ensaio com pingers de outras marcas e com redes de emalhar dirigidas a outras espécies também não relatam diferenças significativas nos valores de capturas-alvo entre as redes com pingers e redes sem pingers (Trippel *et al.*, 1999; Gearin *et al.*, 2000; Culik *et al.*, 2001; Carlstrom *et al.*, 2002; Barlow e Cameron 2003; Gazo *et al.*, 2008; Buscaino *et al.*, 2009; Goenener e Bilgin 2009; Larsen e Eigaard 2014).

#### Interação dos cetáceos com os pingers

Um estudo nas ilhas Baleares relatou que os pingers reduzem a frequência das interações de Roazes com as redes de pesca (Gazo *et al.*, 2008), o que não foi verificado no presente trabalho, uma vez que não foram detectadas diferenças significativas entre os valores de interação. Estes resultados poderão estar relacionados com o maior número de interações registado para o Golfinho-comum. Além disso, é importante referir que os níveis de interação de cetáceos com as redes equipadas com pingers foram relativamente menores que os registados para as redes controlo, embora as diferenças não tenham sido estatisticamente significativas. Assim, a interação de cetáceos com a rede/embarcação de pesca parece ocorrer independentemente da presença de pingers. Estes resultados estão de acordo com os resultados obtidos no trabalho de Gearin *et al.* (2000) sobre interações com Botos. De facto, Gearin *et al.* (2000) verificaram que os animais aproximam-se das imediações da embarcação cerca de (200-300 metros) independentemente da utilização de pingers, embora tenha ocorrido uma redução das capturas acidentais. Um trabalho com Golfinho-comum relata um aumento da distância em relação à embarcação (18 metros) para cerca de 54% dos animais observados quando os pingers eram ativados, ainda que cerca de 15% dos animais observados que se tenham aproximado do barco (cerca de 5 metros) (Berrow *et al.*, 2008). Assim, tal como noutras regiões e estudos, confirma-se que os golfinhos

ocorrem nas imediações das redes mesmo com os pingers ativados, embora a uma maior distância da embarcação (Gearin *et al.*, 2000; Gerrow *et al.*, 2008).

### Captura e Mortalidade

O Golfinho-comum foi a única espécie capturada nas redes de tresmalho testadas neste trabalho, o que se encontra em concordância com o estudo de Goetz *et al.* (2003) que já tinha relatado esta espécie como sendo a mais capturada acidentalmente por este tipo de arte de pesca.

No presente ensaio, um total de 13 animais foram capturados acidentalmente nas redes, 11 golfinhos ficaram emaranhados nas redes controlo (sem pingers) e apenas 2 nas redes com pingers. Na maioria dos eventos em que houve capturas, estas foram apenas de um indivíduo com a exceção de um único evento em que foram capturados 2 animais. Eventos de captura que envolvem apenas um indivíduo já tinham sido relatadas por Barlow e Cameron (2003). Os resultados mostram diferenças significativas nos valores de captura acidental de Golfinho-comum entre as redes controlo e as redes equipadas com pingers. Outros estudos que incluem esta espécie mas testados com outras marcas de pingers confirmam a redução das capturas acidentais de Golfinho-comum com o uso destes dispositivos acústicos nas redes de emalhar (Barlow e Cameron 2003; Hardy e Tregenza 2010; Carretta e Barlow 2011). Resultados de outros estudos realizados com o intuito de reduzir as capturas acidentais de Boto nas redes de emalhar revelam também uma diminuição da captura deste pequeno cetáceo em redes equipadas com pingers (Gearin *et al.*, 2000; Gönener e Bilgin 2009; Larsen e Eigaard 2014).

No presente ensaio, dos 13 animais capturados, 8 morreram nas redes controlo e 2 nas redes com pingers, o que corresponde a um decréscimo de  $\pm 80\%$  na taxa de mortalidade nas redes com pingers. Este valor é superior ao proposto por Larsen (1999) na Dinamarca, que propunha um decréscimo de 50% como objetivo a atingir para se considerar uma redução estatisticamente significativa na taxa de mortalidade de cetáceos nas redes



## Conclusão

A utilização de pingers tem revelado diminuições significativas nas capturas acidentais de alguns cetáceos, nomeadamente de Boto (Gearin *et al.*, 2000; Palka *et al.*, 2008; Gönener e Bilgin, 2009; Larsen e Eigaard *et al.*, 2014) e Golfinho-comum (Barlow e Cameron 2003; Hardy e Tregenza 2010; Carretta e Barlow 2011).

Neste estudo, os pingers FUMUNDA, que constam no regulamento (CE) n.º 812/2004, revelaram reduzir significativamente a mortalidade acidental de Golfinho-comum sem qualquer diminuição das capturas-alvo da pescaria. Assim, estes ensaios evidenciam que esta medida de mitigação apresenta um elevado potencial para contribuir para a redução da mortalidade de cetáceos em Portugal Continental.

Contudo, é importante salientar que uma medida de mitigação que é eficaz para uma espécie ou para uma determinada pescaria pode não funcionar para outras espécies e/ ou para outras pescarias. Assim, as medidas de conservação e de gestão deverão ser sistematicamente reavaliadas e readaptadas a novos factores que poderão surgir, nomeadamente novas ameaças (Reeves *et al.*, 2003).

## Capitulo IV

---

## Considerações finais

O presente trabalho enquadra-se nos esforços de monitorização, quantificação de capturas acidentais e ensaios de medidas de mitigação para a redução das capturas acidentais de cetáceos no âmbito do projeto LIFE+ MarPro ([www.marprolife.org](http://www.marprolife.org)).

Neste sentido, foi selecionada uma importante zona de ocorrência de Boto para tentarmos compreender de que forma as áreas mais costeiras são usadas por pequenos cetáceos, quais os riscos em termos de capturas acidentais e de que forma as medidas de mitigação podem reduzir este risco.

Esta abordagem de trabalho e a seleção de uma área costeira para parte dos esforços de monitorização baseou-se em dois pressupostos:

- O Boto é uma espécie que faz um uso muito intenso das zonas costeiras, chegando a usar ativamente áreas que distam poucos metros da linha de costa e,
- O risco de captura acidental torna-se muito mais elevado em zonas de baixa profundidade.

Em relação ao primeiro pressuposto, o presente trabalho vem mais uma vez evidenciar o uso costeiro frequente, não só por parte do Boto como também por parte do Golfinho-comum. Este tipo de uso de habitat resulta num aumento do risco de captura acidental, que para ambas as espécies pode resultar em mortalidades bastante elevadas. Neste contexto, há ainda muitos aspetos a explorar em termos de investigação futura e que se relacionam com a forma como estes cetáceos usam águas pouco profundas. No que se refere ao Boto, suspeita-se que ao explorar zonas pouco profundas, os animais fazem um menor uso do sonar devido à menor eficiência do sonar em águas menos profundas (muita reflexão de sinais acústicos) e devido à dissimulação dos sons pelo aumento do ruído proveniente da rebentação e movimentação dos substratos de leito do mar. Desta forma, os indivíduos têm menos possibilidades de detetar uma rede na coluna de água.

Ao mesmo tempo, o presente trabalho também confirmou que os indivíduos de ambas as espécies utilizam as zonas costeiras como áreas de alimentação. Durante estes períodos, os cetáceos estão essencialmente concentrados na procura e captura de presas, sendo por vezes possível assistir a um frenesim de movimentos e deslocações muito rápidas, decorrentes do esforço de perseguição das presas. Durante este período é possível que o risco de interação e captura seja maior, porque os animais deixam de percepcionar o perigo da presença de uma rede em detrimento da necessidade biológica de capturar presas.

Em relação ao segundo pressuposto, sabe-se que o risco de captura accidental com redes é maior em zonas de menor profundidade porque as redes, mesmo quando fundeadas, ocupam por vezes a quase totalidade da coluna de água, não havendo possibilidade de passagem para os animais durante as suas deslocações. Associado a esta problemática, verifica-se uma tendência por parte dos pescadores de concentrarem muitas redes numa determinada zona (por vezes redes relativamente pequenas). Estas redes criam um labirinto que se torna difícil de gerir em termos de navegação por parte dos cetáceos. Finalmente, com base em observações efetuadas não só no Cabo Mondego mas um pouco ao longo de toda a costa Centro/Norte Portugal, a maioria dos pescadores que operam em zonas costeiras, tendem a colocar as redes no sentido este-oeste (perpendicularmente à costa), enquanto que quando operam em áreas mais profundas tendem a optar por uma colocação de redes no sentido norte-sul (paralelamente à costa). Este procedimento operacional por si só não seria problemático. No entanto, Na totalidade das observações efetuadas no Cabo Mondego os indivíduos deslocavam-se paralelamente à costa nos seus movimentos mais continuados, pelo que a presença de redes perpendiculares à costa resulta num risco acrescido de captura accidental.

Os dados obtidos durante a monitorização de redes com pingers vieram mostrar que o uso costeiro de redes é muito elevado. Ao mesmo tempo, verificou-se que na zona da Figueira da Foz e para sul do Cabo Mondego a maioria das capturas ocorreram quase sempre em águas menos profundas. Contudo, esta componente não pode ser usada como variável no presente trabalho. De facto, na maioria das embarcações usadas nos ensaios, os registos das profundidades a que as redes foram lançadas eram pouco fidedignos devido à baixa precisão dos sonares usados, mostrando por vezes grandes variações em curtas distâncias.

Os dados de observação de pequenos cetáceos a partir de costa combinados com os dados de observadores em embarcações de pesca, mostram que a captura accidental de cetáceos em artes de pesca é um processo extremamente complexo. Neste processo é necessário incorporar informação sobre variáveis bio-ecológicas ligadas às espécies que condicionam o seu uso espaço-temporal das zonas costeiras. Além disso, é necessário incorporar aspetos relacionados com a forma como as artes de pesca são operadas entrando em linha de conta com as diferentes especificidades regionais. Neste contexto, é evidente que a resolução dos conflitos entre cetáceos e a pesca passa pela investigação multidisciplinar, analisando várias componentes em simultâneo. Só assim será possível compreendermos a complexidade destes processos e encontrarmos soluções que sejam eficazes na

preservação de espécies ameaçadas como o Boto. Estas soluções deverão também ser eficazes e exequíveis em termos funcionais e económicos, de forma a serem implementadas de forma generalizada pela frota pesqueira nacional.

## Capitulo V

---

## Referências Bibliográficas

1. Acevedo, A. e Wursig, B. (1991). Preliminary observations on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, at Isla del Coco, Costa Rica. *Aquatic Mammals*, vol. 17, n. 3, pp. 148-151.
2. Alfrod, L. (2006). The occurrence and foraging activity of bottlenose dolphins and harbour porpoises in Cardigan Bay SAC, Wales. Master thesis Marine Biology, University of Wales, Bangor.
3. Álvarez-Salgado, X.A., Figueiras, F.G., Pérez, F.F., Groom, S., Nogueira, E., Borges, A.V., Chou, L., Castro, C.G., Moncoiffé, G., Ríos, A.F., Miller, A.E.J., Frankignoulle, M., Savidge, G. e Wollast, R. (2003). The Portugal coastal counter current off NW Spain: new insights on its biogeochemical variability. *Progress in Oceanography*, vol. 56, pp. 281-321.
4. Âmbar, I. (2002). Projecto nuclear GLOBEC e a sua importância num contexto nacional. Newsletter IGBP, vol. 2, pp. 1-2.
5. Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, vol. 26, pp. 32- 46.
6. Araújo, H., Santos, J. Rodrigues, P., Vingada, J., Eira, C., Raínho, A., Arriegas, I., Leonardo, T., Nunes, M. e Sequeira, M. (2015). Proposta técnica de novos Sítios de Interesse Comunitário para a conservação de cetáceos em Portugal Continental para inclusão na Lista Nacional de Sítios. Anexo do Relatório de Progresso do LIFE+MarPro PT/NAT/00038, pp. 182
7. Archer, F.I., Mesnick, S.L. e Allen, A.C. (2010). Variation and predictors of vessel-response behaviour in a tropical dolphin community. Report to NOAA, NOAA-TM-NMFS-SWFSC-457.
8. Azevedo, N.V.P. (2010). Cetaceans' Occurrence and behavioral patterns off the west Portuguese coast. Master thesis, Tese de Mestrado em Ecologia Marinha. Universidade de Lisboa Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal, Portugal.
9. Baeta, F. e Cabral, H. (2005). Status of Portuguese Fisheries. Instituto de Oceanografia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
10. Ballance, L.T. (2009). Cetacean Ecology IN: Perrin, W.F., Wursig, B. e Thewissen, J.G.M. (Eds.) (2009). Encyclopedia of Marine Mammals. 2<sup>nd</sup> Edition, *Academic Press*.

11. Barlow, J. (1988). Harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, Abundance estimation for California, Oregon, and Washington: I. Ship surveys. *Fishery Bulletin*, vol. 86, n. 3, pp. 417-432.
12. Barlow, J. e Cameron, G.A. (2003). Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the Californian drift gill net fishery. *Marine Mammal Science*, vol. 19, pp. 265–283.
13. Bearzi, G. (2002). Interactions between cetacean and fisheries in the Mediterranean Sea. IN: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, pp.20.
14. Berrow, S., Cosgrove, R., Leeney, R. H., O'Brien, J., McGrath, D., Dalgard, J. e Gall, Y.L. (2008). Effect of acoustic deterrents on the behaviour of common dolphins (*Delphinus delphis*). *Journal of Cetacean Research and Management*, vol. 10, n. 3, pp. 227-233.
15. Bjørge, A., e Tolley, K. A. (2009). Harbour porpoise *Phocoena phocoena*. IN: Perrin, W.F., Wursig, B. e Thewissen, J.G.M. (Eds.) (2009). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2<sup>nd</sup> Edition, *Academic Press*.
16. Booth, C. G., Embling, C., Gordon, J., Calderan, S. V., e Hammond, P. S. (2013). Habitat preferences and distribution of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* west of Scotland. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 478, pp. 273-285.
17. Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M., e Botta, S. (2002). Reducing incidental mortality of Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Marine Mammal Science*, vol. 18, n. 4, pp. 833-842.
18. Buscaino, G., Buffa, G., Sarà, G., Bellante, A., Tonello Jr, A. J., Hardt, F. A. S., Cremer, M.J., Bonanno, A., Cuttita, A. e Mazzola, S. (2009). Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fisheries Science*, vol. 75, n.3, pp. 537-544.
19. Cabral, M. J. (coord.), Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, M. J., Queiroz, A. I., Rogado, L. e Santos-Reis, M. (eds.) (2006). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. 2<sup>a</sup> edição. Instituto da Conservação da Natureza/Assírio e Alvim. Lisboa.
20. Camphuysen, K. C. J. (2004). The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. *Lutra*, vol. 47, n. 2, pp. 113-122.
21. Cañadas, A. e Hammond, P. S. (2008). Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern



- Mediterranean: implications for conservation. *Endangered Species Research*, vol. 4, pp. 309-331.
22. Cañadas, A., e Sagarminaga, R. (2000). The Northeastern Alboran Sea, An Important Breeding And Feeding Ground For The Long - Finned Pilot Whale (*Globicephala Melas*) In The Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science*, vol. 16, n. 3, pp. 513-529.
  23. Carlström, J., Berggren, P., Dinnézt, E.F. e Börjesson, P. (2002). A field experiment using acoustic alarms (pingers) to reduce harbour porpoise by-catch in bottom-set gillnets. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 59, pp. 816–824.
  24. Carretta, J. V. e Barlow, J. (2011). Long-term effectiveness, failure rates, and “dinner bell” properties of acoustic pingers in a gillnet fishery. *Marine Technology Society Journal*, vol. 45, n. 5, pp. 7-19.
  25. CEC. (2002). Incidental catches of small cetaceans. Report of the Subgroup on Fishery and Environment (SGFEN) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). Commission Staff Working Paper, Brussels.
  26. Certain, G., Ridoux, V., Canneyt, O. V. e Bretagnolle, V. (2008). Delphinid spatial distribution and abundance estimates over the shelf of the Bay of Biscay. *Oxford Journals*, pp. 656-666.
  27. Cordeiro, N. G. F. (2009). Estudo do afloramento ibérico: Filamentos e climatologia superficial. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro, Departamento de Física, pp. 2-3.
  28. Couperus, A.S. (1996). Chapter III, By-catch and discarding in the Dutch pelagic trawl fishery. IN: Morizur, Y., Tregenza, N., Heesen, H., Berrow, S. e Pouvreau, S. (1996). By-catch and discarding in pelagic trawl fisheries. Final Report, Contract EC DG XIV-C-1, Study BIOECO/93/017. IFREMER, Plouzané, France.
  29. Couperus, A.S. (1997). Interactions between Dutch midwater trawl and Atlantic white-sided dolphins (*Lagenorhynchus acutus*) southwest of Ireland. *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, vol. 22, pp. 209–218.
  30. Cox, T. M., Read, A. J., Solow, A. e Tregenza, N. (2001). Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers ?. *Journal of Cetacean Research. and Management*, vol. 3, n. 1, pp. 81–86.
  31. Cox, T. M., Read, A. J., Swanner, D., Urian, K., e Waples, D. (2003). Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation*, vol. 115, pp. 203-212.

32. Cox, T.M. e Read, A.J. (2004). Echolocation behaviour of harbour porpoises *Phocoena phocoena* around chemically enhanced gill nets. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 279, pp. 275–282.
33. Culik, B. M., Koschinski, S., Tregenza, N., e Ellis, G. M. (2001). Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. *Marine ecology progress series*, vol. 211, pp. 255-260.
34. Dawson, S. M., Northridge, S., Waples, D. e Read, A. J. (2013). To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endangered Species Research*, vol. 19, pp. 201–221.
35. Dawson, S.M., Read, A.J. e Slooten, E. (1998). Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biological Conservation*, vol. 84, pp. 141–146.
36. Decreto-Lei nº 263/81 de 3 de setembro. Diário da República nº 202/81 – I Série. Ministério da Qualidade de Vida. Lisboa.
37. Deecke, V.B., Nykänen, M., Foote, A.D. e Janik, V.M. (2011). Vocal behaviour and feeding ecology of killer whales *Orcinus orca* around Shetland, UK. *Aquatic Mammals*, vol. 13, pp. 79-88.
38. Diretiva 92/43/CEE do Conselho, de 21 de maio de 1992, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens. Jornal Oficial no L 206 de 22.07.1992, pp.7. Comissão Europeia. Bruxelas.
39. Dolman, S.J., Hodgins, N.K., Macleod, C.D., Pierce, G.J. e Weir, C.R. (2013). Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) observed during land-based surveys in The Minch, north-west Scotland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 94, n. 6, pp. 1185-1194.
40. Dudzinski, K.M., Thomas, J.A. e Gregg, J.D. (2009). Communication in Marine Mammals. IN: Perrin, W.F., Wursig, B. and Thewissen, J.G.M. (Eds.) (2009). Encyclopedia of Marine Mammals. 2<sup>nd</sup> Edition, *Academic Press*.
41. Durban, J., Lang, A., Weller, D., Rugh, D., Hobbs, R. e Perryman, W. (2010). Comparing two methods of shore-based counts of eastern North Pacific gray whales. Paper presented to the International Whaling Commission SC/62/BRG8.
42. Evans, P. G. H. e Hammond, P. S. (2004). Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review*, vol. 34, n. 1, pp. 131–156.
43. Evans, P.G.H., Weir, C.R. e Nice, H.E. (1996). Temporal and spatial distribution of harbor porpoises in Shetland waters, 1990-1995. In: European

- Research on Cetaceans - 10. Proceedings of the tenth Annual Conference of the European Cetaceans Society, Lisbon, Portugal. *European society, European Research on Cetaceans*, vol. 10, pp. 234-237.
44. Ferreira, M.C.T. (2000). Monitorização de uma população de botos (*Phocoena phocoena* L.) na região do Cabo Mondego. Plano de estágio. Instituto da Conservação da Natureza.
  45. Ferreira, M.C.T. (2007). Ocorrência e captura accidental de cetáceos no Centro/Norte de Portugal. Tese Mestrado. Universidade do Minho.
  46. Fiedler, P. C., e Reilly, S. B. (1994). Interannual variability of dolphin habitats in the eastern tropical Pacific. II: Effects on abundances estimated from tuna vessel sightings, 1975-1990. *Fishery Bulletin*, vol. 92, pp. 451-451.
  47. Fiúza, A. F. (1982). The Portuguese coastal upwelling system. IN: Actual Problems of Oceanography in Portugal. Junta Nacional Investigação Científica e Tecnológica, Lisboa, Portugal, pp. 46–70.
  48. Fiúza, A. F. (1983). Upwelling patterns off Portugal. IN: Suess, E., e Thiede, J.. Plenum (Eds). Coastal Upwelling. pp. 85–87.
  49. Fontaine, M. C., Baird, S. J. E., Piry, S., Ray, N., Tolley, K. a, Duke, S., Jr Birkun, A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Siebert, U., Vikingsson, G., Bouqueneau, J. e Michaux, J.R. (2007). Rise of oceanographic barriers in continuous populations of a cetacean: the genetic structure of harbour porpoises in Old World waters. *BMC Biology*, vol. 5, pp. 30.
  50. Fontaine, M. C., Roland, K., Calves, I., Austerlitz, F., Palstra, F. P., Tolley, K. A., Ryan, S., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A.A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Siebert, U., Vikingsson, G.A., Borrell, A., Michaux, J.R., Aguilar, A. (2014). Postglacial climate changes and rise of three ecotypes of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in western Palearctic waters. *Molecular Ecology*, vol. 23, n. 13, pp. 3306–3321.
  51. Fontaine, M. C., Tolley, K. a, Michaux, J. R., Birkun, A., Ferreira, M., Jauniaux, T., Llavona, A., Öztürk, B., Öztürk, A.A., Ridoux, V., Rogan, E., Sequeira, M., Bouqueneau, J. e Baird, S. J. E. (2010). Genetic and historic evidence for climate-driven population fragmentation in a top cetacean predator: the harbour porpoises in European water. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 277, pp. 2829–2837.
  52. Fordyce, R.E. (2009). Cetacean Evolution IN: Perrin, W.F., Wursig, B. e Thewissen, J.G.M. (Eds.) (2009). Encyclopedia of Marine Mammals. 2<sup>nd</sup> Edition, *Academic Press*.

53. Forney, K. A. (2000). Environmental models of cetacean abundance: reducing uncertainty in population trends. *Conservation Biology*, vol. 14, n. 5, pp. 1271-1286.
54. Franse, R. (2005). Effectiveness of Acoustic Deterrent Devices (pingers). Universiteit Leiden - Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden, pp. 4-18.
55. Frantzis, A., e Herzing, D. L. (2002). Mixed-species associations of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*), and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea). *Aquatic Mammals*, vol. 28, n. 2, pp.188-197.
56. Garrido, S., Ben-Hamadou, R., Oliveira, P. B., Cunha, M. E., Chícharo, M. A., e Lingen, C. D. V. D. (2008). Diet and feeding intensity of sardine *Sardina pilchardus*: correlation with satellite-derived chlorophyll data. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 354, pp. 245-256.
57. Gazo, M., Gonzalvo, J., e Aguilar, A. (2008). Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research*, vol. 92, n.1, pp. 70-75.
58. Gearin, P. J., Gosho, M. E., Laake, J. L., Cooke, L., DeLong, R. L., e Hughes, K. M. (2000). Experimental testing of acoustic alarms (pingers) to reduce bycatch of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in the state of Washington. *Journal of Cetacean Research and Management*, vol. 2, n.1, pp. 1-9.
59. Goetz, S., Read, F. L., Ferreira, M., Portela, J. M., Santos, M. B., Vingada, J., Siebert, U., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Monteiro, S., Caldas, M., Riera, M. e Pierce, G. J. (2014) (a). Cetacean occurrence, habitat preferences and potential for cetacean–fishery interactions in Iberian Atlantic waters: results from cooperative research involving local stakeholders. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 25, pp. 138-154.
60. Goetz, S., Read, F. L., Santos, M. B., Pita, C., e Pierce, G. J. (2013). Cetacean–fishery interactions in Galicia (NW Spain): results and management implications of a face-to-face interview survey of local fishers. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, vol. 71, n. 3, pp. 604-617.
61. Goetz, S., Santos, M. B., Vingada, J., Costas, D. C., Villanueva, A. G., e Pierce, G. J. (2014) (b). Do pingers cause stress in fish? An experimental tank study with European sardine, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) (Actinopterygii, Clupeidae), exposed to a 70 kHz dolphin pinger. *Hydrobiologia*, vol. 749, n.1, pp. 83-96.
62. Gönener, S., e Bilgin, S. (2009). The effect of pingers on harbour porpoise, *Phocoena phocoena* bycatch and fishing effort in the turbot gill net fishery in

- the Turkish Black Sea coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 9, n. 2, pp. 151-158.
63. Goold, J. C. (2000). A diel pattern in vocal activity of short-beaked common dolphins, *Delphinus delphis*. *Marine Mammal Science*, vol. 16, n. 1, pp. 240-244.
  64. Hall, A. (2011). Foraging behaviour and reproductive season habitat selection of northeast pacific porpoises. Doctor thesis, University Of British Columbia
  65. Hall, M. A. (1996). On bycatches. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 6, n. 3, pp. 319-352.
  66. Hammond, P. S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D. L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G.P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, M., Paxton, C.G.M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Canneyt, O.V., Vázquez, J. A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*, vol. 164, pp. 107–122.
  67. Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. e Wilson, B. (2008). *Phocoena phocoena*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Download em 1 Junho de 2015.
  68. Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D.L., Collet, A., Heide-Jorgensen, M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. e Oien, N. (2002). Abundance of harbor porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal Applied Ecology*, vol. 39, pp. 361-376.
  69. Hammond, P.S., Macleod, K., Gillespie, D., Swift, R., Winship, A., Burt, M.L., Cañadas, A., Vázquez, J.A., Ridoux, V., Certain, G., Van Canneyt, O., Lens, S., Santos, B., Rogan, E., Uriarte, A., Hernandez, C. e Castro, R. (2009). Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA). Final report.
  70. Hardy, T., e Tregenza, N. (2010). Can acoustic deterrent devices reduce by-catch in the Cornish inshore gillnet fishery? Final Report to the Marine and Fisheries Agency, August 2010.
  71. Harwood, J. (2001). Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Journal of Mammalogy*, vol. 82, n.3, pp. 630–640.
  72. ICES. (2009). Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), Vigo, Spain. ICES CM 2009/ACOM, vol. 21, pp. 129.

73. Ijsseldijk, L. L. (2013). Tidal influences on the distribution of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Marsdiep area , The Netherlands. BSc thesis, Texel, The Netherlands.
74. INE, I.P. (2014). Estatísticas de Pesca 2013. *Instituto Nacional de Estatística*. Lisboa, Portugal, pp. 3-105.
75. IWC (2001). Report of the scientific committee. *Journal of Cetacean Research e Management* 3, pp. 1–76. IN: Read, A.J., Drinker, P. e Northridge, S. (2005) Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, vol. 20, pp. 163-169.
76. Jefferson, T. A., Fertl, D., Bolaños-Jiménez, J., e Zerbini, A. N. (2009). Distribution of common dolphins (*Delphinus* spp.) in the western Atlantic Ocean: a critical re-examination. *Marine Biology*, vol. 156, pp. 1109-1124.
77. Jones, A. R., Hosegood, P., Wynn, R. B., De Boer, M. N., Butler-Cowdry, S., e Embling, C. B. (2014). Fine-scale hydrodynamics influence the spatio-temporal distribution of harbour porpoises at a coastal hotspot. *Progress in Oceanography*, vol. 128, pp. 30-48.
78. Kaschner, K. (2003). Review of small cetacean bycatch in the ASCOBANS area and adjacent waters – current status and future actions. In MOP4/Doc21 (s) presented at the 4th Meeting of the Parties to ASCOBANS, Esbjerg, Denmark, pp. 19–22.
79. Kastelein, R.A., Haan, D., Goodson, A.D., Staal, C. e Vaughan., N. (1997). The effects of various sounds on a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). IN: Read, A.J., Wiepkema e Nachtigall (eds)(1997). The biology of the harbour porpoise. *De spil Publishers*, Woerden, The Netherlands, ISBN 90-72743-07-5
80. Koschinski, S., Culik, B. M., Trippel, E. A., e Ginzkey, L. (2006). Behavioral reactions of free-ranging harbor porpoises *Phocoena phocoena* encountering standard nylon and BaSO<sub>4</sub> mesh gillnets and warning sound. *Marine ecology progress series*, vol. 313, pp. 285-294.
81. Kraus, S. D., Read, A. J., Solow, A., Baldwin, K., Spradlin, T., Anderson, E., e Williamson, J. (1997). Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature*, vol. 388, n. 6642, pp. 525-525.
82. Larsen F. , Eigaard, O.R. e Tougaard, J. (2002) (a). Reduction of harbour porpoise bycatch in the North Sea by high-density gillnets. Paper SC/54/SM30 presented to the IWC Scientific Committee Meeting, May 2002 (unpublished), pp.13.
83. Larsen, F. (1999). The effect of acoustic alarms on the by-catch of harbour porpoises in the Danish North Sea gill net fishery. Paper SC/51/SM41



- presented to the IWC Scientific Committee Meeting, May 1999, (unpublished), pp. 8.
84. Larsen, F., e Eigaard, O. R. (2014). Acoustic alarms reduce bycatch of harbour porpoises in Danish North Sea gillnet fisheries. *Fisheries Research*, vol. 153, pp. 108-112.
  85. Larsen, F., Eigaard, O. R., e Tougaard, J. (2007). Reduction of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch by iron-oxide gillnets. *Fisheries Research*, vol. 85, n. 3, pp. 270–278.
  86. Larsen, F., Vinther, M. e Krog, C. (2002) (b). Use of pingers in the Danish North Sea wreck net fishery. Paper IWC/SC/54/SM32.
  87. Lemon, M., Lynch, T. P., Cato, D. H., e Harcourt, R. G. (2006). Response of travelling bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) to experimental approaches by a powerboat in Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Biological conservation*, vol. 127, n. 4, pp. 363-372.
  88. Lien, J., Barney, W., Todd, S., Seton, R. e Guzzwell, J. (1992). Effects of adding sounds to cod traps on the probability of collisions by humpback whales. pp. 701-708 IN: Thomas, J.A., Kastelein, R.A. e Supin, A.Y. (eds.) *Marine Mammal Sensory Systems*. Plenum, New York.
  89. López, A., Pierce, G. J., Santos, M. B., Gracia, J., e Guerra, A. (2003). Fishery by-catches of marine mammals in Galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen, *Biological Conservation*, vol. 111, pp. 25–40.
  90. Martín, J.I. (2011). A pesca em Portugal, Nota. Direcção- Geral das políticas internas da união. Departamento temático B: Políticas estruturais e de Coesão. Parlamento Europeu.
  91. Marubini, F., Gimona, A., Evans, P. G., Wright, P. J., e Pierce, G. J. (2009). Habitat preferences and interannual variability in occurrence of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* off northwest Scotland. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 381, pp 297-310.
  92. Mendes, S., Turrell, W., Lütkebohle, T., e Thompson, P. (2002). Influence of the tidal cycle and a tidal intrusion front on the spatio-temporal distribution of coastal bottlenose dolphins. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 239, pp. 221-229.
  93. Meynier, L., Pusineri, C., Spitz, J., Santos, M. B., Pierce, G. J., e Ridoux, V. (2008). Intraspecific dietary variation in the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the Bay of Biscay: importance of fat fish. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 354, pp. 277.

94. Moore, J. C. (1953). Distribution of marine mammals to Florida waters. *American Midland Naturalist*, pp. 117-158.
95. Moura, A. E., Sillero, N., e Rodrigues, A. (2012). Common dolphin (*Delphinus delphis*) habitat preferences using data from two platforms of opportunity. *Acta oecologica*, vol. 38, pp. 24-32.
96. Neumann, D. R. (2001). Activity budget of free-ranging common dolphins (*Delphinus delphis*) in the northwestern Bay of Plenty, New Zealand. *Aquatic Mammals*, vol. 27, n. 2, pp. 121-136.
97. Neumann, D. R., e Orams, M. (2005). Behaviour and ecology of common dolphins (*Delphinus delphis*) and the impact of tourism in Mercury Bay, North Island, New Zealand. *Science & Technical Publishing*. Department of Conservation.
98. Northridge, S. P. (1991). Estudio mundial de las interacciones entre los mamíferos marinos y la pesca. *FAO documento técnico de pesca*, vol. 251, pp. 234.
99. Nowacek, S. M., Wells, R. S., e Solow, A. R. (2001). Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, vol. 17, n. 4, pp. 673-688.
100. Palka, D. L., Rossman, M. C., Vanatten, A., e Orphanides, C. D. (2008). Effect of pingers on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the US Northeast gillnet fishery. *Journal Cetacean Research and Management*, vol. 10, n. 3, pp. 217-226.
101. Peliz, A., Dubert, J., Santos, A. M. P., Oliveira, P. B. and Cann, B. L. (2005). Winter upper ocean circulation in the Western Iberian Basin. Eddies and Poleward Flows: an Overview. *Deep-Sea Research I*, vol. 52, pp. 621- 646.
102. Pereira, Z. (2013). Ecologia alimentar do bôto (*Phocoena phocoena*) ao longo da costa continental portuguesa. Tese Mestrado, Faculdade de Ciencias da Universidade do Porto.
103. Pierce, G. J., Caldas, M., Cedeira, J., Santos, M. B., Llavona, Á., Covelo, P., Martinez, G., Torres, J., Sacau, M. e López, A. (2010). Trends in cetacean sightings along the Galician coast , north-west Spain , 2003 – 2007 , and inferences about cetacean habitat preferences. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 90, n. 8, pp. 1547–1560.
104. Prista, N., Jardim, E., Fernandes, A.C., Silva, D., Ferreira, A. L., Abreu, P. e Fernandes, P. (2012). Manual de procedimentos a bordo: artes fundeadas. Relatório. Científico e Técnico. Instit. Invest. Pescas Mar Série digital (<http://inrb.pt/ipimar>).



105. Pusineri, C., Magnin, V., Meynier, L., Spitz, J., Hassani, S., e Ridoux, V. (2007). Food and feeding ecology of the common dolphin (*Delphinus delphis*) in the oceanic Northeast Atlantic and comparison with its diet in neritic areas. *Marine Mammal Science*, vol. 23, n. 1, pp. 30-47.
106. Read, A. J., e Waples, D. (2009). A pilot study to test the efficacy of pingers as a deterrent to bottlenose dolphins in the Spanish mackerel gillnet fishery. Final Report. Bycatch Reduction of Marine Mammals in Mid-Atlantic Fisheries Project.
107. Read, A.J. (2000). Potential mitigation measures for reducing the by- catches of small cetaceans in ASCOBANS waters. Report to ASCOBANS. Nicholas School of the Environment, Duke University, Beaufort, USA
108. Read, A.J., Drinker, P. e Northridge, S. (2005) Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*, vol. 20, pp. 163-169.
109. Reeves, R. R. e Leatherwood, S. (1994) Dolphins Porpoises and Whales: 1994-1998 Action Plan for the Conservation of Cetaceans. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 92.
110. Reeves, R. R., Smith, B. D., Crespo, E. A. e Notarbartolo di Sciara, G. (compilers). (2003). Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservaction Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, pp. 139.
111. Reeves, R.R., Read, A.J. e Notarbartolo di Sciara, G. (2001). Report of the Workshop on Interactions between Dolphins and Fisheries in the Mediterranean: Evaluation of Mitigation Alternatives. Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, Rome, Italy.
112. REGULAMENTO (CE) N.º 812/2004 DO CONSELHO de 26 de Abril de 2004 que estabelece medidas relativas às capturas acidentais de cetáceos no exercício das actividades pesca e que altera o Regulamento (CE) n.º 88/98. Jornal Oficial da União Europeia.
113. Reid, J.B, Evans, P.G.H. e Northridge, S.P. (2003). Atlas of cetacean distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
114. Reilly, S. B. (1990). Seasonal changes in distribution and habitat differences among dolphins in the eastern tropical Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 66, n. 1-2, pp. 1-11.
115. Roberts, C. M. e Hawkins, J. P. (1999). Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, n. 6, pp. 241-246;

116. Ross, A. e Isaac, S. (2004). The net effect? A review of cetacean bycatch in pelagic trawls and other fisheries in the north-east atlantic. WDCS report for Greenpeace.
117. Rowe, S. J. (2007). A review of methodologies for mitigating incidental catch of protected marine mammals. *Science & Technical Publishing*, Department of Conservation, New Zealand.
118. Saana, I. (2006). Coastal habitat use of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in Cardigan Bay Special Area of conservation (Wales). Bachelors thesis, University of Jyväskylä.
119. Santos J., Araújo, H., Ferreira, M., Henriques, A., Miodonski, J., Monteiro, S., Oliveira I., Rodrigues P., Duro, G., Oliveira, F., Pinto, N., Sequeira, M., Eira, C. E Vingada, J. (2012). Chapter I: Baseline estimates of abundance and distribution of target species. Annex to the Midterm Report of project LIFE+MarPro PT/NAT/00038.
120. Santos, A.M.P., Peliz, A., Dubert, J., Oliveira, P.B., Angélico, M.M. and Ré, P. (2004). Impact of a winter upwelling event on the distribution and transport of sardine eggs and larvae off western Iberia: A retention mechanism. *Continental Shelf Research*, vol 24, pp. 159-155.
121. Scans II, (2006). Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II) Final report to the European Commission under project LIFE04NAT/GB/000245. University of St Andrews, St Andrews, UK
122. Scans II, (2008). Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II). *Final Report to the European Commission under project LIFE04NAT/GB/000245*. Available from SMRU, Gatty Marine Laboratory, University of St Andrews, St Andrews, Fife, KY16 8LB, UK.
123. Schmidt, R.C. e Hessel, B. (1993). Some aspects of Social Behaviour of Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) with examples of their Interactions with Birds, Seals and Humans Observed from the Beach of Sylt, Germany. IN: Evans, P.G.H. (ed.) *European Research on Cetaceans. Proceedings of the Seventh Annual Conference of European Cetacean Society*, Inverness, Scotland., vol. 7, pp. 43-48.
124. Scott, M. D., e Cattanach, K. L. (1998). Diel patterns in aggregations of pelagic dolphins and tunas in the eastern Pacific. *Marine Mammal Science*, vol 14, n 3, pp 401-422.
125. Scyphers, S. B., Powers, S. P., Heck Jr, K. L., e Byron, D. (2011). Oyster reefs as natural breakwaters mitigate shoreline loss and facilitate fisheries. *PloS ONE*, vol 6, n 8.

126. SEC (2002). Incidental Catches of Small Cetaceans. Commission staff working paper, Subgroup on fishery and environment (SGFEN), Scientific, technical and economic committee for fisheries (STECF), Brussels.
127. Sequeira, M. (1996). Harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in Portuguese waters. Report of the International Whaling Commission vol 46, pp 583-586
128. Silva, M. A., Prieto, R., Cascão, I., Seabra, M. I., Machete, M., Baumgartner, M. F., e Santos, R. S. (2014). Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. *Marine Biology Research*, vol 10, n. 2, pp. 123-137.
129. Silva, M. e Sequeira, M., (2003). Patterns in the mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) on the Portuguese coast, using stranding records, 1975-1998. *Aquatic Mammals*, vol. 29, n. 1, pp. 88-98.
130. Silva, M.A., Sequeira, M., Prieto, R. and Alexandre, B. (1999). Observations of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Northern coast of Portugal. IN: Evans, P.G.H., Cruz, J. and Raga, J.A. (ed) European Research on Cetaceans. Proceedings of the 13<sup>th</sup> Annual Conference of the European Cetacean Society, Valencia, Spain, pp. 267-169.
131. Solanki, H. U., Mankodi, P. C., Nayak, S. R., e Somvanshi, V. S. (2005). Evaluation of remote-sensing-based potential fishing zones (PFZs) forecast methodology. *Continental Shelf Research*, vol 25, n 18, pp 2163-2173.
132. Spyarakos, E., Santos-Diniz, T. C., Martinez-Iglesias, G., Torres-Palenzuela, J. M., e Pierce, G. J. (2011). Spatiotemporal patterns of marine mammal distribution in coastal waters of Galicia, NW Spain. *Hydrobiologia*, vol. 670, n. 1, pp. 87–109.
133. Stephanis, R., Cornulier, T., Verborgh, P. Sierra, J. S., Gimeno, N.P. e Guinet, C. (2008). Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 353, pp. 275–288.
134. Stocking, K.A., Weir, C.R. e Pierce, G.J. (2006). Examining the importance of Aberdeenshire (UK) coastal waters for North Sea bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 86, pp. 201-207.
135. Sveegaard, S. 2011: Spatial and temporal distribution of harbour porpoises in relation to their prey. PhD thesis. Dep. of Arctic Environment, NERI. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark, pp. 128.
136. Teixeira, A. M. (1979). Algumas notas sobre os mamíferos marinhos da costa Portuguesa. Museu do Mar, Cascais, pp. 71.

137. Thewissen, J.G.M. (2009). Archaeocetes, Archaic. IN: Perrin, W.F., Wursig, B. e Thewissen, J.G.M. (Eds.) (2009). Encyclopedia of Marine Mammals. 2nd Edition, *Academic Press*.
138. Thompson, P., Tufft, L., Spencer, N., Grellier, K., e Durban, J. (2000). Evaluation of techniques for monitoring the abundance and behaviour of bottlenose dolphins—the Kessock Channel as a case study. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report F99LE01*.
139. Tregenza, N. J., Berrow, S., Hammond, P. , e Leaper, R. (1997). Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, pp. 896–904.
140. Trippel, E. A., Strong, M. B., Terhune, J. M., e Conway, J. D. (1999). Mitigation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by-catch in the gillnet fishery in the lower Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 56, n. 1, pp. 113-123.
141. Trippel, E.A., Holy, N.L., Palka, D.L., Shepherd, T.D., Melvin, G.D. e Terhune, J.M. (2003). Nylon barium sulphate gillnet reduces porpoise and seabird mortality. *Marine Mammal Science*, vol. 19, n. 1, pp. 240–243.
142. Tyack, P.L. (1999). Communication and Cognition IN: Reynolds, J.E. e Rommel, S.,A. (1999). Biology of Marine Mammals. *Smithsonian Institution Press*, pp. 287- 323
143. Vieira, N., Carvalho, I., e Brito, C. (2009). Occurrence and relative abundance of common dolphins in three sites of the Portuguese shore, IWC - SC/61/SM16 pp. 1–7.
144. Vingada J., Marçalo, A., Ferreira, M., Eira, C., Henriques, A., Miodonski, J., Oliveira, N., Marujo, D., Almeida, A., Barros,N., Oliveira, I., Monteiro, S., Araújo, H. e Santos, J. (2012). Capítulo I: Interações entre as espécies alvo e as pescas. Anexo ao relatório intercalary do projecto LIFE MarPro PT/NAT/00038.
145. Vingada, J., Ferreira, M., Marçalo, A., Santos, J., Araújo, H., Oliveira, I., Monteiro, S., Nicolau, L., Gomes, P., Tavares, C. e Eira, C. (2011), SafeSea - Manual de Apoio para a Promoção de uma Pesca Mais Susten- tável e de um mar seguro para cetáceos; Programa EEAGrants - EEA Financial Mechanism 2004-2009 (Projecto 0039), Braga.
146. Vinther, M., e Larsen, F. (2004). Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena* ) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. *Journal Cetacean Resesearch and Management*, vol. 6, n.1, pp. 19–24.

147. Waples, D. M., Thorne, L. H., Hodge, L. E., Burke, E. K., Urian, K. W., e Read, A. J. (2013). A field test of acoustic deterrent devices used to reduce interactions between bottlenose dolphins and a coastal gillnet fishery. *Biological conservation*, vol.157, pp. 163-171.
148. Weir, C.R., Stocking, K.A. e Pierce, G.J. (2007). Spatial and temporal trends in the distribution of harbour porpoises, white-beaked dolphins and minke whales off Aberdeenshire (UK), north-western North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol.87, pp. 327-338.
149. Wise, L., Ferreira, M., Silva, M., Sequeira, M. e Silva, A. (2005). Estudo das interações entre mamíferos marinhos e a pesca de cerco na costa oeste portuguesa. Relatórios. Científicos e Técnicos IPIMAR, Série digital, vol. 25, pp. 27.
150. Wortzok e Ketten (1999). Marine Mammal Sensory Systems. IN: Reynolds, J. e Rommel, S. (1999). Biology of Marine Mammals. *Smithsonian Institution Press*, pp. 117-175.
151. Zainuddin, M., Kiyofuji, H., Saitoh, K., e Saitoh, S. I. (2006). Using multi-sensor satellite remote sensing and catch data to detect ocean hot spots for albacore (*Thunnus alalunga*) in the northwestern North Pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 53, n. 3, pp. 419-431.

## Anexos

### Anexo 1- Escala em relação ao estado do mar segundo Beaufort e Douglas.

Tabela I – Escala de Beaufort (estado do mar relativamente à velocidade do vento)

Força	Designação	Aspecto do mar	Velocidade nós (Km/s)
0	Calmo	Mar chão, como um espelho	0 - 1 (0 - 1)
1	Aragem	Rugas na água em forma de escamas, sem cristas de espuma	2 - 3 ( 2 - 6)
2	Fraco	Pequenas vagas com pequenas rugas	4 – 6 (7 – 12)
3	Bonanzoso	Vagas maiores com cristas e rebentar (carneiros)	7 – 10 (13 – 18)
4	Moderado	Vagas com forma alongada. Carneiros numerosos.	11 – 16 (19- 26)
5	Fresco	Vagas moderadas e mais alongadas. Carneiros numerosos.	17 – 21 (27 – 35)
6	Muito Fresco	Formação de vagas grandes. A espuma espalha-se por toda a parte. Aumentam os borrifos.	22 – 27 (36 – 44)
7	Forte	O vento arrasta a espuma.	28 - 33
8	Muito Forte	Vagas altas que rebentam em turbilhão. A espuma arrasta-se e orienta-se na direção do vento.	34 – 40 (55 – 65)
9	Tempestuoso	Vagas muito grandes. A espuma arrasta-se em nuvens espessas. O mar enrola. Os borrifos dificultam a visibilidade.	41 – 47 (66 – 77)
10	Temporal	Grandes vagalhões. O mar parece branco e o seu ruído é intenso. A visibilidade é reduzida.	48 – 55 (78 – 90)
11	Tempestade Violenta	Vagas excepcionalmente altas. O mar completamente branco de espuma.	56 – 65 (91 – 104)
12	Tempestuoso	O mar cheio de espuma e respingos. Visibilidade quase nula.	64 105

Tabela II - Escala de Douglas (estado do mar relativamente à altura de ondulação)

Força	Designação	Aspecto do mar	Altura provável de onda (m)
0	Estanho	Mar chão, como um espelho.	Sem ondas
1	Chão	Começam a formar-se pequenas ondas que não chegam a quebrar.	0
2	Encrespado	Ondas pequenas que começam a quebrar.	0.10 – 0.50
3	Pequena vaga	Ondas pequenas que se quebram formando alguns carneiros.	0.5 – 1.25
4	Cavado	Ondas moderadas de forma alongada. Formação de muitos carneiros.	1.25 – 2.50
5	Grosso	Ondas grandes. O vento arrasta a espuma branca das cristas.	2.50 – 4.00
6	Alteroso	Ondas grandes e formação de spray.	4.00 – 6.00
7	Tempestuoso	Vagas altas. Densas bandas de espuma na direção do vento e mar começa a romper. A água pulverizada dificultada a visibilidade.	6.00 – 9.00
8	Encapelado	Vagas muito altas. Mar coberto de faixas de espuma parecendo quase branco. As vagas quebram bruscamente. Má visibilidade.	9.00 – 14.00
9	Excepcional	O ar saturado de espuma e água pulverizada. Mar completamente branco. Visibilidade praticamente nula.	Mais de 14 m

## Anexo 2- Esforço realizado durante o período de observações costeiras na zona do cabo Mondego

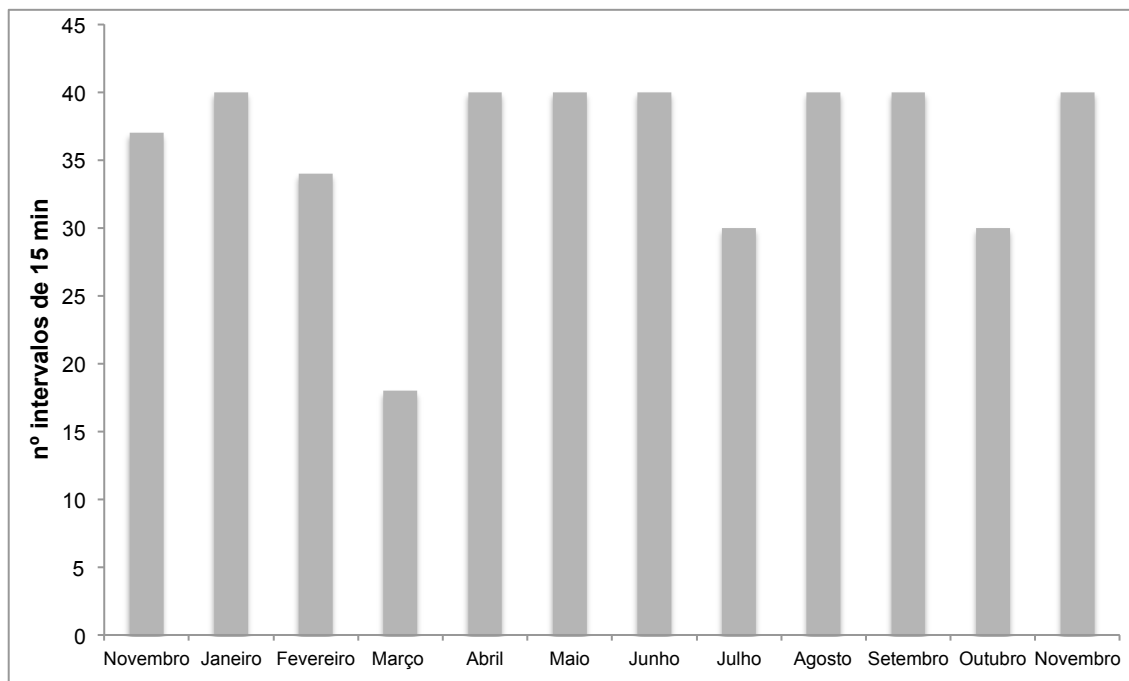


Figura 1 – Esforço realizado no período de estudo, na região do cabo mondego.

Tal como relatado anteriormente, sempre que as condições ambientais permitissem foram realizadas observações no Cabo Mondego por forma a completar 10 horas mensais de observações (40 intervalos de 15 minutos). No entanto, e devido às más condições ambientais, em alguns meses não foi possível a realização das 10 horas mensais de observação. Assim, no mês de Dezembro de 2012 não foram realizadas observações devido à pluviosidade elevada, em Março de 2013 apenas foram conseguidas 4,5 horas (18 intervalos de 15 minutos) devido aos ventos e nevoeiro que se fez sentir nesse período.